

# RÄNDVÄHI (*GMELINOIDES FASCIATUS*) KUI OHTLIKU INVASIIVSE LIIGI LEVIKUPOTENTSIAAL NING TÄHTSUS KALADE TOIDUOBJEKTINA

KIK-i projekti Nr. 16442 lõpparuanne

Arvo Tuvikene, Henn Timm; Paul Teesalu, Siim Seller,

Margus Voode, Tarmo Timm



## Sisukord

Lühikokkuvõte .....	3
Sissejuhatus .....	4
Eesmärgid .....	6
Tänu.....	7
2. Materjal ja meetodid.....	8
2.1. Levik.....	8
2.2. Kirpvähkide elutingimuste eelistuste katseline hindamine .....	14
2.2.1. Aktiivsus.....	14
2.2.2. Ujumisvõimekus .....	15
2.2.3. Hapnikusisaldus .....	16
2.2.4. pH .....	17
2.2.5. Humiainete sisaldus .....	17
2.3. Kalade toitumiseelistused eri liikide suhtes erinevatel substraatidel .....	17
2.4. Rändvähi ja kirpvähkide toitumisest .....	18
2.5. Rändvähkide kinnitumine kunstlikele substraatidele .....	18
2.6. Rändvähi vastupidavus kuivamisele.....	18
2.7. Andmete statistiline töötlus .....	18
3. Tulemused ja arutelu.....	19
3.1. Leviku iseärasused eri veekogudes .....	20
3.1.1. Ahja jõgi .....	22
3.1.2. Avijõgi .....	23
3.1.3. Elva jõgi.....	23
3.1.4. Emajõgi .....	23
3.1.5. Kalli järv .....	25
3.1.6. Konsu järv .....	25
3.1.7. Koosa järv .....	25
3.1.8. Kullavere jõgi .....	25
3.1.9. Lahepera järv .....	26
3.1.10. Leego järv .....	27
3.1.11. Narva jõgi.....	27
3.1.12. Peipsi järv .....	27
3.1.13. Rannapungerja jõgi.....	28
3.1.14. Võhandu jõgi .....	28
3.1.15. Võrtsjärv .....	29
3.2. Rändvähi arvukuse ja hulga hindamine.....	29

3.3. Rändvähi asustustiheduse seoseid muude suurselgrootutel põhinevate parameetritega .....	31
3.4. Katsed rändvähi eluviisi uurimiseks .....	32
3.4.1. Ujumiskiirus, aktiivsus ja distants.....	32
3.4.2. Voolukiirus ujumistunnelis ja vähkide käitumine.....	34
3.4.3. Hapnikusisaldus .....	35
3.4.4. pH .....	36
3.4.5. Humiainete sisaldus .....	37
3.5. Kalade toitumiseelistused eri substraatidel .....	37
3.6. Kirpvähkide toidueelistused .....	38
3.7. Rändvähkide kinnitumine kunstlikele substraatidele .....	39
3.8. Rändvähi vastupidavus kuivamisele.....	41
Järeldused ja soovitused .....	41
Projekti tulemuste tutvustamine meedias.....	42
Lisad.....	45

**Fotode autorid: Henn Timm, Paul Teesalu, Ott Mõtus ja Arvo Tuvikene**

## Lühikokkuvõte

**Rändvähk** siirati Peipsisse 1970. aastate alguses Venemaa kalateadlaste soovitusel, et suurendada kalade toiduvarusid. Paraku muutus ta seal kiiresti invasiivseks ning põhjustab tänapäeval halba bioseisundit Euroopa Veepoliitika Raamdirektiivi (2000) mõttes, sest alandab oluliselt taksonirikkust. Võrtsjärves asustab kohalik liik järve-kirpvähk endiselt sarnaseid elupaiku, mille Peipsis on hõivanud rändvähk. Ta aga ei moodusta kuskil samasugust "monokultuuri". Peipsist on rändvähk seni levinud nii päriveroolu Narva jõkke kui ka suubuvaid jõgesid mööda vastuvoolu, eriti piki Emajõe (Panov et al. 2000, Timm & Tuvikene 2019). Tema kõrge arvukus ning depressiivne mõju teistele liikidele on tõenäoliselt üks põhjus, miks ka Emajõe bioloogilist seisundit mõnedes lõikudes pole hea. Emajões allpool Tartut kuni Peipsini on rändvähk kõikjal levinud. Võrtsjärve elustikule on ta potentsiaalselt väga ohtlik. Loomulikult harvendab rändvähk ka Emajõe enda loomi, kuid et jõepõhi on mitmekesisem ja taimerikkam kui järvepõhi, ei suuda ta seda sama edukalt muudest liikidest puhastada.

Keskkonnatingimuste suhtes on rändvähk võrreldes järve-kirpvähiga laiema amplituudiga. Ta talub paremini hüpoksiat ja madalat pH-d. Kalad küll tarvitavad rändvähki toiduks, kuid tabavad teda võrreldes järve-kirpvähiga oluliselt halvemini, sest ta peitub ohu korral liiva või kruusa sisse. Rändvähile meeldib asustada võrkpüüniseid. Katseliselt ulatus nende asustustihedus 5-7 isendini/100 cm<sup>2</sup> kohta. Ca 50-60% võrgule kinnitunud vähkidest tuleb võrguga veest väljatõstmisel kaasa. Seega peitub oht rändvähkide sattumiseks Võrtsjärve või mõnda teise veekogusse, kui Peipsist võetud püünised asetatakse kiiresti püügile, ilma et neid oleks vahepeal kuivatatud või kuuma veega töödeldud.

# Sissejuhatus

Rändvähk on keskmiselt 5 mm pikkune mage- ja riimveeloom. Ta kuulub Eestis laialt levinud kirpvähklastele (*Gammaridae*) lähedasse sugukonda *Micruropodidae*. Keskkonnaameti võõrliikide andmebaasis kannab ta nime "siberi kirpvähk". Kuivõrd taksonoomia viimase sõna järgi ei kuulu *G. fasciatus* kirpvähkide (*Gammarus*) perekonda ega isegi mitte nendega samasse sugukonda, siis ei sünni teda hästi kirpvähiks nimetada. Ta on kodumaistest kirpvähkidest veidi väiksem, sageli iseloomulike ristvöötidega seljal (foto 1). Seda tähistabki tema ladinakeelne liiginimi "*fasciatus*" (foto 1). Et rändkarp (*Dreissena polymorpha*) on meil sisevetes juba olemas ja väga tavaline, siis võiks see üliarvukas vähike vabalt olla **rändvähk**. Vähemalt eElurikkuse andmebaas on selle nime omaks võtnud.

Erinevalt kividele klammerduvatest või vastsetega passiivselt levivatest rändkarpidest on rändvähk hea ujuja ning aktiivne rändaja. Pärineb Baikali järvest, kuid on tänapäevaks levinud üle Venemaa, Soome lahe idasopi ja Peipsi järveni. Mujalt Euroopast pole teda teada (Zettler & Zettler 2017). Peipsisse siirati neid 1970. aastate alguses Leningradi kalateadlaste soovitusel koos järve-kirpvähi (*Gammarus lacustris*) täiendava varuga, et suurendada kalade toiduvarusid (foto 1). Nii Eesti sisevetes kui Läänemeres leidub veel mitu sugulasliiki. Neist on peale järve-kirpvähi tavalised tollega väga sarnane jõe-kirpvähk (*Gammarus pulex*) vooluveses ja vööt-kirpvähk *G. tigrinus* meres. Viimane on samuti invasiivne tulnukas.



Foto 1. Jõe-kirpvähk (A) ja rändvähk (B)



Praegu domineerib rändvähk Peipsi järve alla 1 m sügavuses osas suurselgrootute liikide seas, moodustades neist kohati kuni 99%, eriti kiviklibusel ja kruusasel põhjal (Tuvikene 2019). Veidi sügavamal (kuni 4 m) ulatus ta osakaal aastail 2002-2006 keskmiselt 43%-ni zoobentose asustustihedusest (Kangur jt. 2010, Kumari jt. 2014). Päris sügavad mudased alad talle ei meeldi. Rändvähi keskmine arvukus Peipsis oli 2000. aastatel 0-4 m sügavusel keskmiselt 6200-7800 isendit  $m^{-2}$  ja 16,5 g  $m^{-2}$  märgkaalus (Kangur jt. 2010). Alla 1 m sügavusel saadud kahvaproovides, mis tõenäoliselt ei sisalda kõiki isendeid, oli isendeid keskeltläbi kaks korda vähem (Tuvikene 2019). Ainus Eesti-poolne madal järveosa, kus rändvähk pole esikohal, on taimerikas Värsklaht. See erineb ülejäänud järvest ka pruunima vee, taimerikkuse ja väiksema lainetuse poolest. Varem madalat kaldavööndit asustanud, sarnase suuruse ja eluviisiga järve-kirpvähk on Peipsist kadunud kõikjalt, kuhu rändvähk on suutnud pidama jääda. Kuid ka muid põhjaselgrootute liike peale rändvähi leidub Peipsi madalas litoraalis (sügavus alla 1 m) viimastel aastatel kõigest siin-seal ning need paistavad olevat hädapärast ellujäänud isendid. Võrreldes sarnaste tingimustega Võrtsjärvega, on põhjaloomastiku elurikkus Peipsi litoraalis oluliselt madalam. Rändvähk hävitab kõiki, kellest jõud üle käib, mille tagajärjeks on peaaegu ainult temast endast koosnev kooslus (foto 2). Veetaseme tõusu puhul jõuab ta uutele jahimaadele vilkalt esimesena, veetaseme languse korral aga ei jää kuivale, nii nagu paljud uimasemad liigid.



Foto 2. Rändvähid Peipsi litoraalist välja võetud kivi alumisel küljel

See põhjustab paraku ka järve viletsat seisundit Euroopa Veepoliitika Raamdirektiivi (2000) mõttes, kui võrd alandab oluliselt liigi- ja taksonirikkust. Seni asustab järve-kirpvähk Võrtsjärves endiselt sarnaseid elupaiku, mille Peipsis on hõivanud rändvähk. Ta aga ei moodusta kuskil samasugust "monokultuuri". Peipsist on rändvähk seni levinud nii päriveroolu Narva jõkke kui ka Peipsisse suubuvaid jõgesid mööda vastuvoolu, eriti piki Emajõe (Panov et al. 2000, Timm & Tuvikene 2019). Tema kõrge arvukus ning depressiivne mõju teistele liikidele on tõenäoliselt põhjusi, miks ka Emajõe bioloogilist seisundit mõnedes lõikudes ei saa pidada heaks. Emajões allpool Tartut kuni Peipsini on ta kõikjal levinud. Iseseisvalt on rändvähk 50 aasta jooksul tunginud niisiis vähemalt poolele teele Peipsist Võrtsjärveni. Võrtsjärve elustikule on ta seega potentsiaalselt väga ohtlik. Loomulikult harvendab rändvähk ka Emajõe enda loomi, kuid et jõepõhi on mitmekesisem ja taimerikkam kui järvepõhi, ei suuda ta seda sama edukalt muudest liikidest puhastada.

Ehkki rändvähk siirati Peipsisse eeskätt kalade toidubaasi suurendamiseks, ei paista kalad suutvat tema arvukust märkimisväärselt vähendada. Laadoga ja Äänisjärves ning Rõbinski veehoidlas on rändvähk tõepoolest mitme kalaliigi (sh kiisk, ahven, väike luts, isegi räabis) toit (Berezina & Strelnikova 2010, Lobanova jt. 2017). Seega võiks isegi rõõmustada, et kalad on tõepoolest ninaesist juurde saanud. Samas hävitab rändvähk samade kalade tavapärase toitu (surusääsklaste vastsed, väheharjasussid, vähilaadsed), mis muudab nende võimaliku menüü palju ühekülgsemaks. Peipsis jääb mulje, et madalas vees on ta pigem kalade toidukonkurent. Pole selge, kuidas suudab rändvähk kalade kiuste üldse sellist arvukust säilitada. Näib, nagu ei oskaks kalad teda korralikult üles leida, kinni püüda või ta maitsest lugu pidada. Küll aga tarbivad mõned kirpvähklased meelsasti mõne kalaliigi marja (Taylor & Dunn, 2017), milline mõju on rändvähi puhul Peipsis jällegi teadmata.

## Eesmärgid

Nentisime, et rändvähi kui Peipsi-Emajõe-Võrtsjärve süsteemi kõige kurjema invasiivliigi levik ja elupaigaeelistused Eesti tingimustes väärivad kiiresti lähemat uurimist. Vee võõrliikide käsiraamatus (Ojaveer jt. 2011) on rändvähki üksnes mainitud, kuid sisulise ohuna on ta seal täiesti käsitlemata.

Töö ülesanded olid järgmised:

Analüüsida rändvähi kui Peipsi-Emajõe-Võrtsjärve süsteemi kõige olulisema invasiivloomaliigi levikut, elupaigaeelistusi ja eluviisi, et hinnata temast lähtuva ohu suurust vesikonna jõgedele ja Võrtsjärvele. Töö on seotud Ida-Eesti veemajanduskava meetmeprogrammiga. Kehtiv veekogude

seisundi hindamissüsteem on oluliselt mõjutatud rändvähi esinemisest. Samas on andmed tema täpse leviku kohta lünklikud ja vähe teatakse ka tema ökonõudlusi. Lisaks saab suurtest aeglasevoolulistest jõelõikudest taustandmeid, mis aitavad täiustada kehtivat vooluvete seiresüsteemi.

Võrrelda laborikatsetesrändvähi kohaliku järve-kirpvähiga temperatuuri, hapnikusisalduse, pH, humiainete sisalduse ja voolukiiruse eelistuste suhtes. Hinnata kirpvähhkide kättesaadavust eri liiki kaladele, kelle mõju võib kompenseerida rändvähi levikust tulenevat ohtu veekogudele.

Töö on otseselt seotud järgmiste keskkonnaministri määruse nr. 13 punktidega:

#### § 5. Looduskaitse programmi eesmärk ja toetatavad tegevused

(1) Looduskaitse programmi eesmärk on looduse kaitsmine selle mitmekesisuse säilimiseks, looduslike elupaikade ning loodusliku loomastiku, taimestiku ja seenestiku liikide soodsa seisundi tagamine ning kultuurilooliselt ja esteetiliselt väärtusliku looduskeskkonna säilitamine.

(2) Looduskaitse pikaajalise arengu kavandamiseks ja arengu jätkusuutlikkust tagavate meetmete elluviimiseks toetatakse järgmiseid tegevusi:

5) probleemliikide tõrjemeetmete kavandamine ja nende rakendamine;

#### **Tänu**

Suur tänu KIK-ile projekti rahastamise eest, Eesti Maaülikooli teadurile Marina Haldnale andmete statistiliste töötluste eest ja lektorile Margo Hurdale rändvähi MäpInfo kaardikihi valmistamise eest.

## 2. Materjal ja meetodid

### 2.1. Levik

Rändvähi levikut jälgiti sihipäraselt nii teadaolevates kui talle tõenäoliselt sobivates paikades.

Tähelepanu koondati eriti Emajõe Võrtsjärve ja Tartu vahel kui eeldatavale levimisfrondile. Lisaks Emajõe kontrolliti tema suuremaid lisajõgesid alamjooksudel (Elva, Ahja) ning Peipsisse suubuvaid muid suuremaid jõgesid (Rannapungerja, Avijõgi, Kullavere, Võhandu) ja Narva jõge. Et 2020. a korralise väikejärvede seire käigus uuriti ka Peipsiga jõgede kaudu ühendatud Kalli, Leego, Koosa ning Lahepera järvi, ning Narva lisajõe Mustajõega ühendatud Konsu järve, kasutati võrdluses ka neid andmeid. Ka Peipsis ja Võrtsjärves jälgiti rändvähi levikut iga-aastastes korralistes seirekohtades. Algselt plaanitud Põltsamaa ja Pedja jõe alamjookse ei seiratud, sest rändvähi levik Emajões katkes allpool nende suudmeid. Pealegi ei kinnitanud varasemad korralise jõeseire proovid tema leidumist neis jõgedes (H. Timm, pers. comm.).

Nii 2018-2019 kui ka 2019-2020 talv olid väga pehmed, mis võis soodustada hapnikunõudliku rändvähi ellujäämist piiripealsetes paikades. Seega oli kogumisaeg soodus. Kokku hinnati rändvähi levikut 2019-2020 46 kohas (tabel 1, joonis 1). Välitööd tehti 2019. a oktoobris (Emajõgi, Elva ja Ahja suudmed), 2020. a mai kuus (väikejärved), ning 2020. a augustist oktoobrini (Peipsi, Võrtsjärv, muud jõed ning Emajõe kordusproovid). Et erinevalt veeputukatest rändvähk veekogust ei lahku, polnud tarvis nii palju aastaaegade arvestada kui tavalise suurselgrootute seire puhul veekogude seisundi hindamiseks.

Tabel 1

Proovikohad 2019-2020. Veekogumi tüüp: Pinnaveekogumite... (2020) järgi. Kaugus jõe lähtmest: eeldusel, et Emajõe algus asub ülalpool Võrtsjärve ning Narva jõe algus ülalpool Peipsi järve. Põhja üldhinnang: 0 – mudane, 1 – liivane, 2 – liivane ja kivine, 3 – kivine. Kuupäev: aasta, kuu, päev

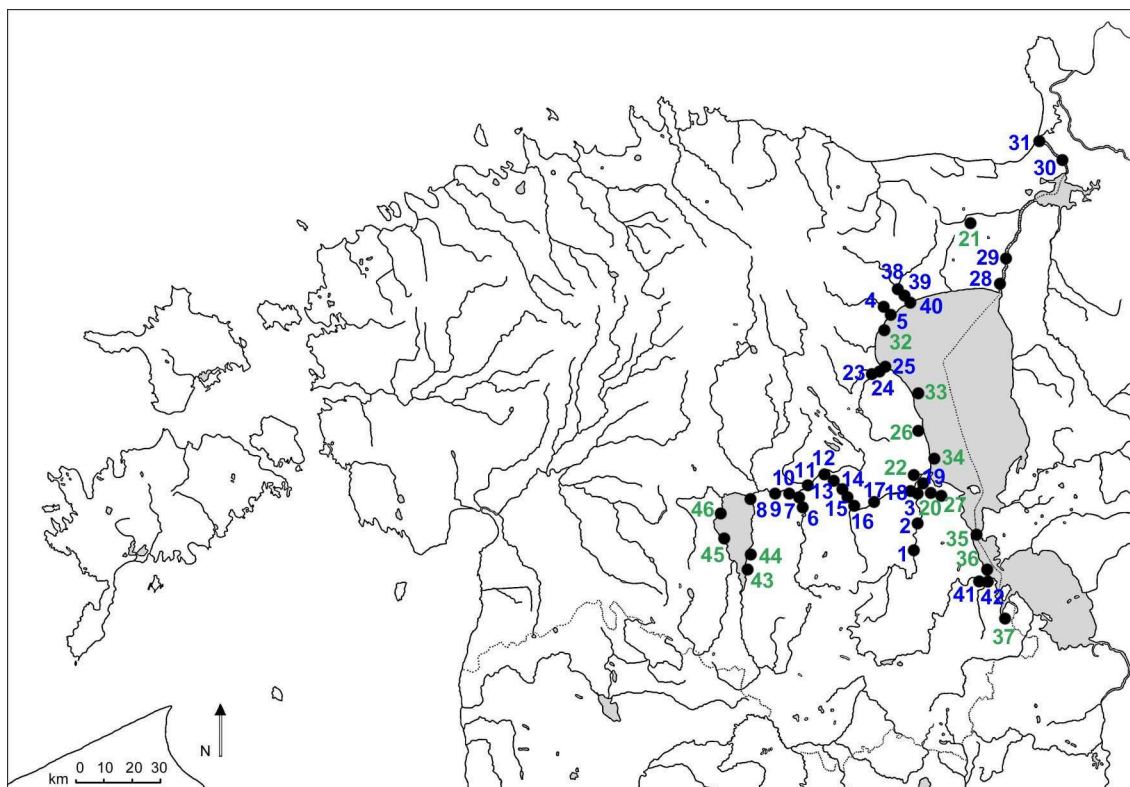
Nr	Veekogu	Vee- kogumi tüüp	Kaugus jõe lähtmest (km)	Põhja üld- hinnang	Koht	Kuupäev	Laius- kraad	Pikkus- kraad
1	Ahja jõgi	2B	71	1	Kadaja	20200810	58,209	27,112
2	Ahja jõgi	2B	79	1	Lääniste	20200810	58,269	27,131



3	Ahja jõgi	2B	92	0	allpool Rebassaare kraavi	20191002	58,371	27,152
4	Avijõgi	2B	43	2	Separa	20200802	58,966	27,030
5	Avijõgi	2B	48	0	Lohusuu	20200802	58,951	27,052
6	Elva jõgi	2B	66	1	Tartu – Viljandi mnt	20200806	58,347	26,455
7	Elva jõgi	2B	72	0	alamjooks	20191010	58,399	26,429
8	Emajõgi	3B	129	0	Rannu-Jõesuu	20200806	58,385	26,134
9	Emajõgi	3B	145	3	Reku	20200806	58,397	26,312
10	Emajõgi	3B	157	1	ülalpool Elva jõe	20191010	58,402	26,429
11	Emajõgi	3B	165	0	Kärevere	20191010	58,428	26,507
12	Emajõgi	3B	171	2	Muuge kärestik	20191010	58,458	26,584
13	Emajõgi	3B	176	0	Jänese sild	20191010	58,438	26,651
14	Emajõgi	3B	176	0	Jänese sild	20200806	58,438	26,651
15	Emajõgi	3B	177	0	Vorbuse	20200806	58,428	26,668
16	Emajõgi	3B	180	0	Kvissental	20191002	58,408	26,692
17	Emajõgi	3B	180	0	Kvissental	20200806	58,408	26,691
18	Emajõgi	3B	189	0	Ihaste	20191002	58,343	26,774
19	Emajõgi	3B	198	0	Kastre sild	20191002	58,357	26,901
20	Emajõgi	3B	214	0	enne Koosa haru algust	20191002	58,393	27,138
21	Emajõgi	3B	219	1	Kullamäe käänd	20191002	58,409	27,192
22	Kalli järv	S2		1	E kallas	20200509	58,377	27,248

23	Konsu järv	S2		1	N kallas	20200520	59,231	27,582
24	Koosa järv	S2		0	N kallas	20200509	58,436	27,146
25	Kullavere jõgi	2B	44	2	Jõhvi – Tartu mnt	20200925	58,769	26,901
26	Kullavere jõgi	2B	47	2	vana kalakasvatus	20200802	58,764	26,938
27	Kullavere jõgi	2B	56	1	teekäänd	20200802	58,770	26,980
28	Lahepera järv	S2		1	N kallas	20200509	58,576	27,194
29	Leego järv	S2		1	SE kallas	20200509	58,364	27,279
30	Narva jõgi	4B	574	1	Vasknarva	20200802	59,004	27,739
31	Narva jõgi	4B	587	3	suur kivi	20200802	59,110	27,797
32	Narva jõgi	4B	638	3	Siiverts	20200802	59,415	28,148
33	Narva jõgi	4B	650	2	Jõesuu sadam	20200802	59,465	28,045
34	Peipsi järv	S7		2	Mehikoorma	20200924	58,233	27,477
35	Peipsi järv	S7		1	Räpina rand	20200924	58,127	27,530
36	Peipsi järv	S7		1	Tammispää	20200925	58,918	27,012
37	Peipsi järv	S7		1	Varnja	20200925	58,491	27,246
38	Peipsi järv	S7		3	Kodavere	20200925	58,692	27,159
39	Peipsi järv	S7		0	Värska laht	20200924	57,965	27,616
40	Ranna- pungerja jõgi	2A	40	1	allpool Tagajõe suuet	20200925	59,018	27,109
41	Ranna- pungerja jõgi	2A	48	1	Lemmaku	20200802	59,000	27,161
42	Ranna- pungerja jõgi	2A	51	2	Rannapungerja	20200802	58,989	27,173

43	Võhandu jõgi	3B	152	2	Räpina, Võru mnt	20200810	58,092	27,459
44	Võhandu jõgi	3B	160	1	Võõpsu	20200810	58,080	27,543
45	Võrtsjärv	S6		1	Arali	20201005	58,157	26,086
46	Võrtsjärv	S6		3	Sapi	20201005	58,215	26,111
47	Võrtsjärv	S6		1	Tarvastu polder	20201005	58,254	25,966
48	Võrtsjärv	S6		3	Valma	20201005	58,361	25,968



Joonis 1. Proovikohtade paigutus 2019-2020. Numbrid samad, mis tabelis 1. Jõgede kohanumbrid on sinist, järvede omad rohelist värvi

Kahvaprootid koguti vastavalt Eesti standardile EVS-EN ISO 10870:2012. Suurselgrootuid püüti veekogude põhjast nelinurkse standardkahvaga (raami serva pikkus 25 cm, sõelaava läbimõõt 0,5 mm,

varre pikkus 1 m, foto 3) kas jala- või tõmbeproovide abil. Jalaproov vooluves seisneb jalaga põhjasette segamises, vastuvoolu püsti asetatud kahva ees. Seisuvetel segati põhja nagu vooluveski, kuid pärast segamist tõmmati kahvasse põhjast hõljuma kerkinud materjal. Pehmel põhjal (nii seisuvetes kui vooluves) tehti jalaproovide asemel kahvaservaga tõmbeid piki põhja. 5 juhuslikult paigutatud jalaproovi või kahvatõmmet võeti ühelaadilise põhjaga proovialalt, mis oli ca 10 m pikk. Iga proov kattis ligikaudu 1 m pikkuse osa ( $0,25 \text{ m}^2$ ) põhjast. Kuues osaproov oli kvalitatiivne liigiotsing, mis hõlmas kõik tähtsamad proovialal esinevad põhjatüübid ning elupaigad. Proovikohtade kirjeldused on lisas 1. Loomad ning kahva sattunud muu tahke materjal fikseeriti kohapeal 96% piirituses; sortiti, loendati ja määrati laboris (Timm, 2015). Vooluvete seisundit hinnati sarnaselt ühele Rootsis omaksvõetud viisile (Johnson, 1999; Medin *et al.*, 2001). Viie juhusliku osaproovi alusel hinnati taksonierisust, muude tunnuste puhul arvestati ka kvalitatiivset proovi.



Foto 3. Kahv

Et hinnata, kui palju kahvaproovid tegelikku arvukust alahindavad, võeti mõnes Emajõe proovikohas paralleelselt proove Zabolotski tüüpi põhjaammutiga (foto 4). See on Ekmani-tüüpi ammuti (EVS-EN 14996:2006) mudel, mis on kinnitatud tugeva varre külge. Et saada kätte kogu vajalik materjal, pressitakse ammuti enne sulgemist põhjasettesse. Võrreldes kahvaga on ammuti küll kvantitatiivne, kuid kohmakam ning suudab korraga hõlmata palju väiksemat osa põhjast. Kivisel või vertikaalsel põhjal ta ei tööta ning haruldasi ja/või kiireid loomi püüab juhuslikult. Seetõttu on kahv universaalsuse mõttes parem püügiriist. Et aga kahvapüügil pääseb ka suur osa tavalisi ning väheliikuvaid isendeid,

sobib ammuti selle lünga suuruse hindamiseks. Ammutiproovid koguti 2019. a 12 kohast (nr 3, 7, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18 ja 19). Proovi sügavus ammutiga püüdes oli samuti alla 1 m, nii nagu kahvagagi püüdmisel.



Foto 4. Zabolotski põhjaammuti avatud asendis

Kõigis kohtades kirjeldati elupaik hüdro-morfoloogiliselt nii välistunnuste (lisa 1) kui ka selleks loodud spetsiaalse indeksi MESH järgi (Timm et al. 2011). Kohtade seisund suurselgrootute liigistiku järgi hinnati vastavalt Veepoliitika Raamdirektiivile (2000) ning asjakohasele keskkonnaministri määrusele (Pinnaveekogumite... 2020). Seisundi iseloomustamiseks arvutati taksonirikkus (T), Shannoni erisusindeks  $H'$  (Johnson 1999), ASPT indeks (Armitage *et al.*, 1983; lisa 2), Taani vooluvete fauna indeks DSFI (Skriver *et al.*, 2000; lisa 3) ning EPT indeks ehk *Ephemeroptera*, *Plecoptera* ja *Trichoptera* taksonite arv proovis (Lenat, 1988). Kõik nimetatud tunnused on seisundiga võrdelised. Taani indeks ei kohaldu suurtes aeglasevoolulistes jõgedes (Emajõgi allpool Võrtsjärve, Narva jõgi, seiskunud suudmed). Taksonirikkus tähendab taksonite üldarvu kõigis kuues osaproovis kokku. Shannoni erisus sõltub nii taksonite üldarvust kui nende omavahelisest domineerimisastmest. ASPT näitab taksoni keskmist tundlikkust. DSFI on mõeldud orgaanilise reostuse hindamiseks. EPT indeks on tundlikesse rühmadesse (*Ephemeroptera*, *Plecoptera* ja *Trichoptera*) kuuluvate taksonite arv.

Hüdrokeemia. Emajõe proovikohtades mõõdeti loomaproovidega paralleelselt vee pH, elektrijuhtivust, temperatuuri ja ja hapnikusisaldust YSI Professional DSS multisensoriga (foto 5).





Foto 5. Multisensor vee parameetrite mõõtmiseks

## 2.2. Kirpvähkide elutingimuste eelistuste katseline hindamine

### 2.2.1. Aktiivsus

Temperatuuritaluvuse määramiseks kasutati spetsiaalset loomade jälgimise tarkvara (Lolitrak, Loligo Systems, Taani). Aktiivsusksatsed tehti kolmel erineval temperatuuril (3 °C, 15 °C ja 25 °C) kolme liigiga: rändvähk Peipsi järvest, järve-kirpvähk (*Gammarus lacustris*) Võrtsjärvest ja Kahala järvest ning jõe-kirpvähk (*Gammarus pulex*) Kavilda jõest. Eelaklimatsiooni sooritati 200 L ja 100 L akvaariumites 15 °C juures pideva aereerimise tingimustes. Anumate põhja paigutati kruusa ja rändkarpide tühje kodusid, et tekitada varjevõimalusi. Loomi toideti kalatoiduseguga NovoBel (JBL). Suremus oli katsete ajal madal, katsetesse valiti ainult terved, aktiivselt ringi ujuvad vähid.

Katse jaoks vajaliku temperatuuriga lasti vähkiel harjuda kaks päeva, muutes laboris olevat temperatuuri sujuvalt, et vältida termošoki ohtu. Seejärel asetati üks isend Petri tassi (läbimõõduga 11 cm) ja hoiti 10 minutit tingimustega harjumiseks. Tass oli veega ääreni täidetud. Pärast seda filmiti vähi käitumist kaameraga, mis oli statiivi abil kinnitatud tassi kohale (Foto 6). Filmimine kestis 5 minutit, misjärel see isend eemaldati ja asendati uuega. Kõigi kolme liigiga korraldati katset kümme korda, et saada usaldusväärset valimit. Vähkide liikumist analüüsiti programmi LoliTrack (LoligoSystems, Taani) abil (Foto 7).





Foto 6. Kirpvähkide käitumise filmimine



Foto 7. Kirpvähkide aktiivsuse jt. parameetrite määramine spetsiaalse programmi LoliTrac abil

### 2.2.2. Ujumisvõimekus

Rändvähid ja järve-kirpvähid paigutati ujumistunnelisse, milles veevoolu kiirus on sujuvalt reguleeritav (foto 8). Seade oli enne katset voolukiiruse mõõtja abil kalibreeritud. Ujumistunneli põhi oli kaetud peeneteralise kruusaga (osakeste suurus 2 – 7 mm). Voolukiirust suurendati järk-järgult ja kogu tegevust filmiti. Hiljem registreeriti järgmised kiirused: 1) mille juures loomad suutsid veel

vastuvoolu ujuda, 2) suutsid veel vastu voolu substraadil roomata, 3) vesi kandis loomad allavoolu. Katsed toimusid temperatuuril 15 °C. Temperatuuri kontrolliti multisensori WTW pH/Oxi 340 abil.



Foto 8. Ujumistunnel (LoligoSystems) kirpvähkide ujumisvõimekuse ja voolu suhtes käitumise uurimiseks

### 2.2.3. Hapnikusisaldus

Katsed tehti valikuakvaariumis, kus kahel pool tõstetavat membraani on võimalik tekitada erinev keskkond (foto 9). Ühel pool membraani tekitati hapnikuga küllastunud olukord ja teisel pool hüpoksiline olukord: kas 1,5, 1 või 0,5 mg/l. Vee hapnikusisaldust reguleeriti gaasilise lämmastiku vettepihustamise abil. Katseakvaariumi membraan tõsteti üles ja kirpvähkide liikumist akvaariumis filmiti. Filmidelt arvutati hüpoksia poolel viibitud aeg protsentides. Katsed toimusid temperatuuril 15°C. Hapnikusisaldust ja temperatuuri kontrolliti multisensorite YSI Pro DSS ja WTW pH/Oxi 340 abil.

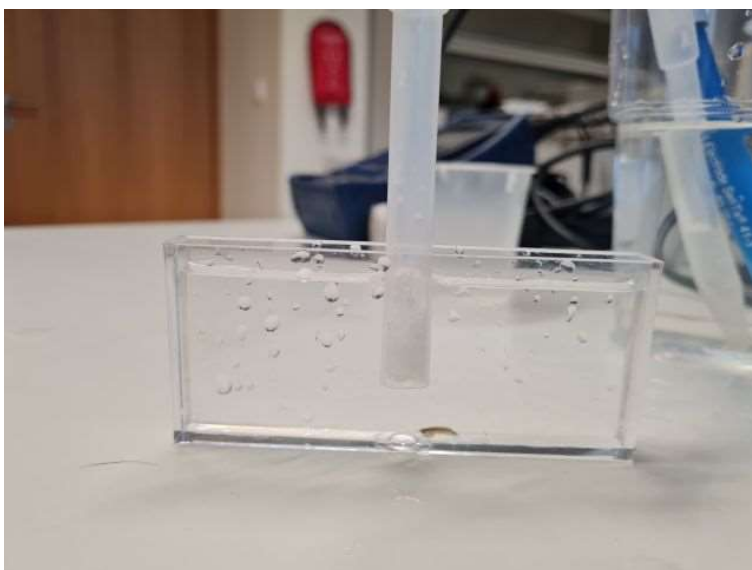


Foto 9. Keskkonnaeelistuste uurimine valikakvaariumis

#### 2.2.4. pH

Katsed tehti samuti valikuakvaariumis, kus kahel pool tõstetavat membraani on võimalik tekitada erinev keskkond. Ühel pool membraani säilitati hoidmisakvaariumide pH (8,3 – 8,6) ja teisel pool tõstetud või langetatud pH-ga olukord. pH langetamine toimus akvaariumivee pH langetamiseks mõeldud Sera firma (Saksamaa) pH/KH-minus lahuse abil. pH tõstmiseks kasutati NaOH (Merck) lahust. Seejärel membraan tõsteti ja filmiti loomade liikumist. Arvutati kas tõstetud või langetatud pH-ga poolel viibitud aeg protsentides. Katsed toimusid temperatuuril 15 °C. pH ja temperatuuri kontrolliti multisensorite YSI Pro DSS ja WTW pH/Oxi 340 abil.

#### 2.2.5. Humiinainete sisaldus

Katsed tehti samas valikuakvaariumis. Ühel pool membraani pandi kirpvähkide hoidmisakvaariumide vesi ja teisele poole sama vesi, millele oli lisatud humiinaineid (Fluka) vastavalt kas 10 mg/l või 100 mg/l. Siis membraan tõsteti ja loomade liikumist filmiti. Arvutati aeg protsentides, mille jooksul loomad viibisid humiinainetega vee poolel. Katsed toimusid temperatuuril 15°C.

### 2.3. Kalade toitumiseelistused eri liikide suhtes erinevatel substraatidel

Katsete jaoks kasutati järve-kirpvähke ja rändvähke suuruses 4-10 mm. Kalaliikidest võrreldi särge (*Rutilus rutilus*), ahvenat (*Perca fluviatilis*) ja unimudilat (*Percottus glenii*). Nii kaladel kui ka vähkidel lasti enne katse algust tingimustega harjuda suurtes, 100-200 L akvaariumites nädal aega. Laboris olev temperatuur oli 15 °C ja valgusetsükel 16:8.

Katsed sooritati samas laboris, samadel tingimustel. Katseakvaariumid olid 20 L ja täidetud Võrtsjärve veega. Korraga oli katseakvaariumis üks kalaisend, kes sai 24 h tühja kõhuga oludega harjuda. Pikema aja puhul oleksid kalad olnud liiga näljased ja tulemused ebaselged. Pärast seda paigutati kala juurde 10 rändvähki ja 10 järve-kirpvähki. 30 min hiljem eemaldati kala ja tuvastati, kui palju ja mis liigist olid alles jäänud vähid. Kasutati kolme erinevat põhjakombinatsiooni: kontroll (lage põhi), liiv ja kruus. Liiva fraktsiooni suurus oli 0,3-0,7 mm, kruusal aga 2-5 mm.



Foto 10. Toitumiskatsetes kasutati ka invasiivset kaugida unimudilat

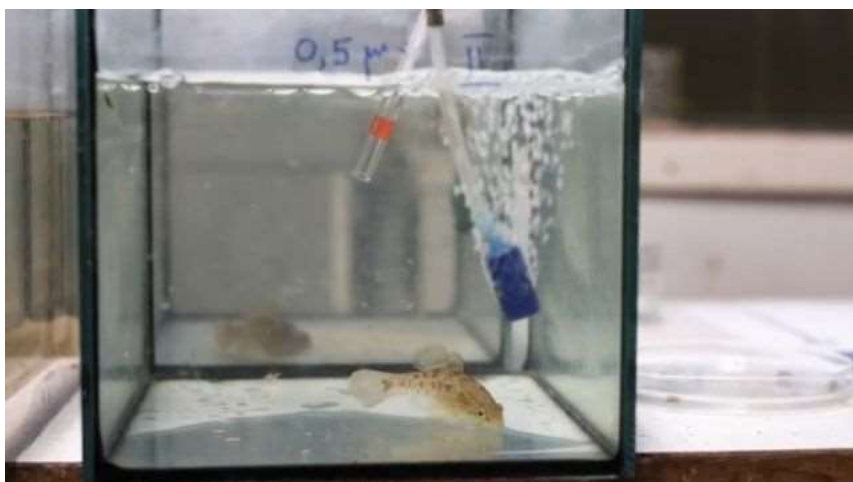


Foto 11. Kaugida unimudila toitumiskatse substraadita akvaariumis

#### 2.4. Rändvähi ja kirpvähkide toitumisest

Petri tassi paigutati erinevaid toiduobjekte: veetaimed, detriit, perifüüton, kirpvähk, kalatükk, akvaariumikalade toit. Vähkide käitumist jälgiti ja selle alusel selgitati välja eri liikide toidueelistused.

#### 2.5. Rändvähkide kinnitumine kunstlikele substraatidele

Peipsil oli varem täheldatud, et mõrra väljavõtmisel langeb paadi põhja palju võrgu külge kinnitunud rändvähke. Sellest ajendatult tehti akvaariumis rändvähkide kinnitumiskatse. 30 x 40 cm mõrralina tükk paigutati rändvähkidega asustatud akvaariumisse. Paari päeva pärast tõsteti see akvaariumist välja ja paigutati teise nõusse. Mõrralina küljest pesti kõik vähid ja loendati, et hinnata kinnitunud vähkide %.

#### 2.6. Rändvähi vastupidavus kuivamisele

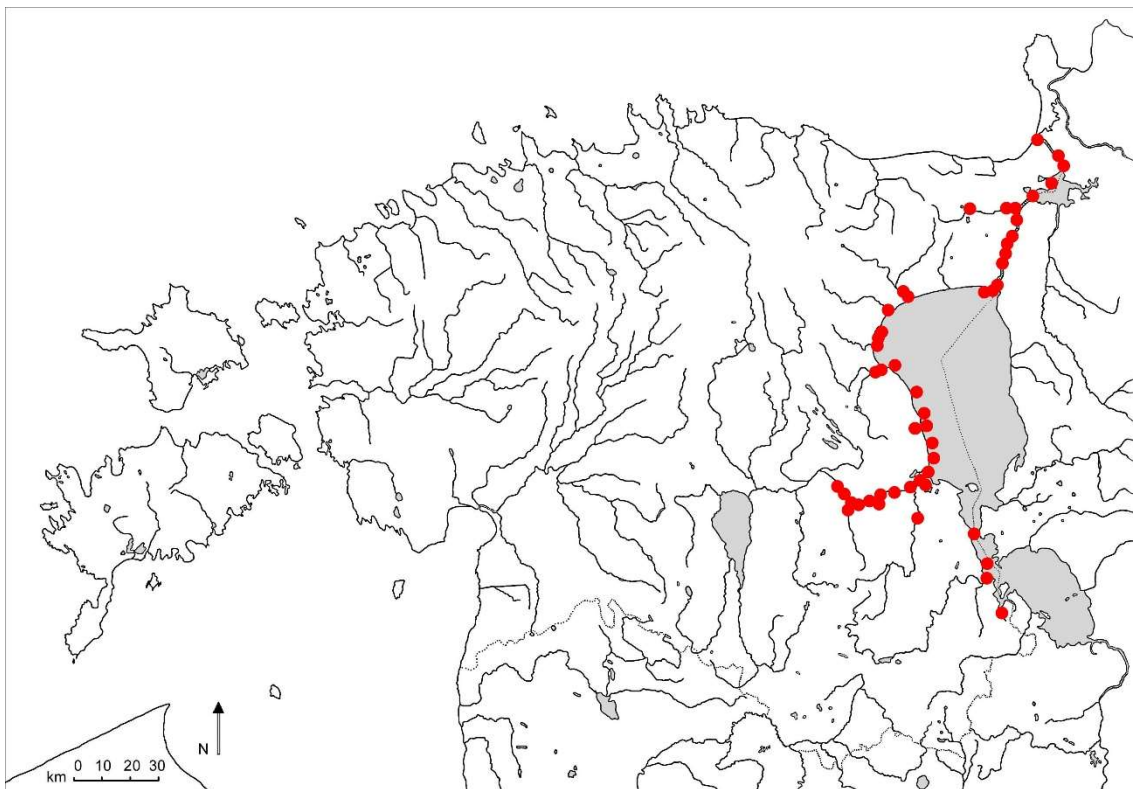
Rändvähid asetati kuiva Petri tassi ja kuivatati filterpaberiga nende ümbert kogu vesi ära. Katsed toimusid kolmel temperatuuril: 8, 12,5 ja 15 °C juures. Katsete käigus registreeriti ka suhteline õhuniiskus hügromeetri Viking abil. Iga 10 minuti järel kontrolliti iga isendi ellujäämist (kallati vett peale). Ka pärast katse lõpetamist jälgiti nende ellujäämist veel vähemalt 2 tunni jooksul.

#### 2.7. Andmete statistiline töötlus

Katsetulemuste analüüsiks kasutati variatsioonanalüüsi ANOVA, paarikaupa võrdlusteks Tukey järelteste.

### 3. Tulemused ja arutelu

Joonisel 2, tabelis 2 ja lisa 2 on rändvähi senine teadaolev levik Eesti sisevetest. Joonisel pole infot Peipsi avaveest kogutud materjali kohta. Rändvähk eelistab madalat vett, enamik Peipsi seire käigus kogutud proovidest aga pärineb sügavast veest, kus rändvähki pole. 1970., 1980., 1990., 2000. ja 2010. a kogus Teaduste Akadeemia Zooloogia ja Botaanika Instituut (hiljem Maaülikooli limnoloogiakeskus) Peipsist siiski põhjaloomi ka sügavusprofiilidelt 0-4 m, iga meetri järelt. Selliste profiilide arv ulatus Nõukogude ajal 50-ni üle kogu rannajoone. Hiljem vähenes selle töö maht nii poliitilistel kui ka majanduslikel põhjustel, lõpuks katkes. Välja arvatud 1970. a, kui rändvähki järves veel polnud, asustas ta hiljem peaaegu kõiki uuritud rannalõike, eelistatult sügavusega  $< 1$  m. Et praeguse töö eesmärk polnud leviku täpsustamine Peipsi järves, kus rändvähk on niigi ammugi massiline, jäeti need andmed joonisele panemata.



Joonis 2. Rändvähi (*Gmelinoides fasciatus*) seni teadaolev levik Eesti veekogudes kahvaprootide järgi (1987-2020)

Peamised levikualad on Peipsi, Narva jõgi ja Emajõgi ning mõnede jõgede alamjooksud. Jõgedes rändvähk peale Emajõe kaugele vastuvoolu ei tungi, enamikku järvi ei asusta. Seni on ta teada



Lahepera järvest ning Kurtna Mustjärvest. Järvedest, kus teda seni pole, sobiksid rändvähile tõenäoliselt Võrtsjärv, Saadjärv, Pühajärv, Vagula, Tamula, Ülemiste jmt.

### 3.1. Leviku iseärasused eri veekogudes

Rändvähi levikut ja arvukust 2019-2020 a kogutud proovides iseloomustavad tabel 2 ja joonis 3.

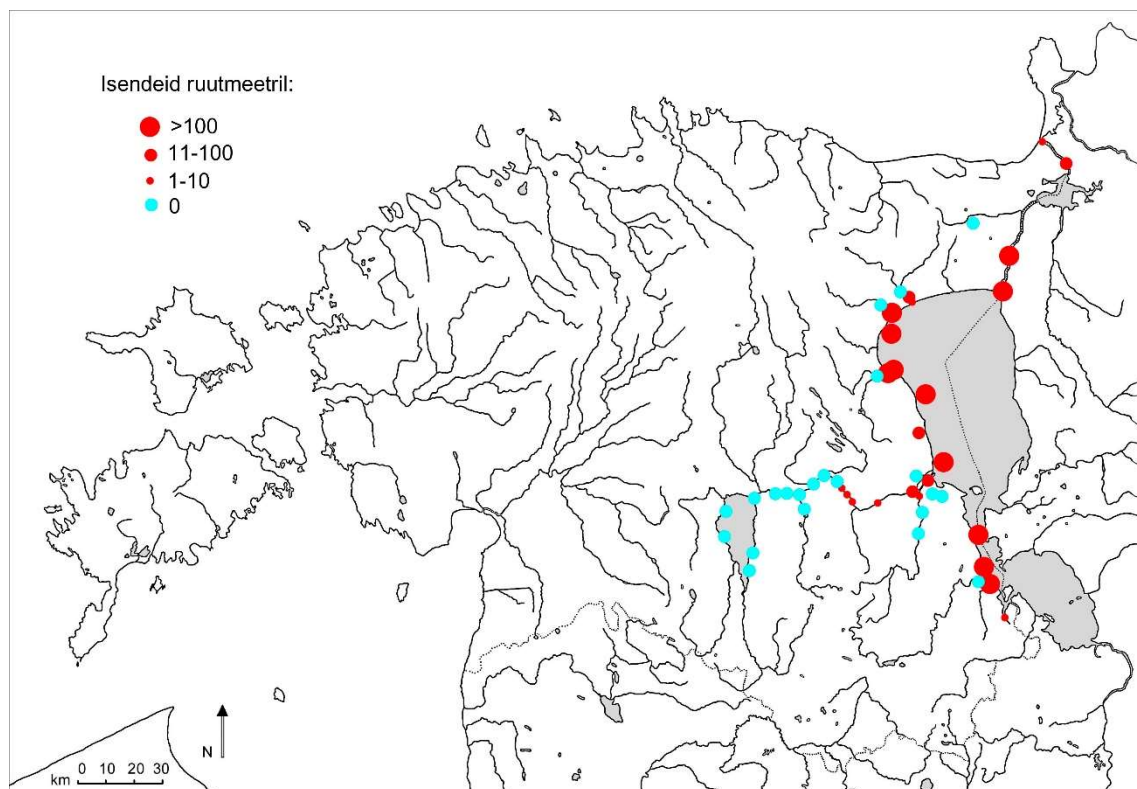
Tabel 2

Suurselgrootute üldine (N) ja rändvähi (G) asustustihedus 2019-2020 a kahvaprovide põhjal (isendit ruutmeetri kohta)

Nr	Veekogu	Koht	N	G	G %
1	Ahja jõgi	Kadaja	92	0	0
2	Ahja jõgi	Lääniste	107	0	0
3	Ahja jõgi	allpool Rebassaare kr	212	0,8	0,4
4	Avijõgi	Separa	338	0	0
5	Avijõgi	Lohusuu	206	96	46,6
6	Elva jõgi	Tartu – Viljandi mnt	202	0	0
7	Elva jõgi	alamjooks	521	0	0
8	Emajõgi	Rannu-Jõesuu	222	0	0
9	Emajõgi	Reku	229	0	0
10	Emajõgi	ülalpool Elva jõge	524	0	0
11	Emajõgi	Kärevere	159	0	0
12	Emajõgi	Muuge kärestik	10	0	0
13	Emajõgi	Jänese sild	463	0	0
13	Emajõgi	Jänese sild	438	0	0
14	Emajõgi	Vorbuse	61	1,6	2,6
15	Emajõgi	Kvissental	249	3,2	1,3
15	Emajõgi	Kvissental	162	3,2	2,0
16	Emajõgi	lhaste	51	4	7,8
17	Emajõgi	Kastre sild	65	2,4	3,7
18	Emajõgi	enne Koosa algust	437	16	3,7
19	Emajõgi	Kullamäe käänd	168	36	21,4
20	Kalli järv	E kallas	34	0	0
21	Konsu järv	N kallas	158	0	0
22	Koosa järv	N kallas	80	0	0
23	Kullavere jõgi	vana kalakasvatus	807	647,2	80,2
24	Kullavere jõgi	teekäänd	316	82,4	26,1
25	Kullavere jõgi	Jõhvi – Tartu mnt	399	0	0
26	Lahepera järv	N kallas	127	36,8	29,0
27	Leego järv	SE kallas	54	0	0
28	Narva jõgi	Vasknarva	606	228	37,6
29	Narva jõgi	Suursaare juures	405	178,4	44,0
30	Narva jõgi	Siivertsi	71	9,6	13,5
31	Narva jõgi	Jõesuu sadam	147	3,2	2,2



32	Peipsi järv	Tammispää	1917	1880,8	98,1
33	Peipsi järv	Kodavere	1465	1407,2	96,1
34	Peipsi järv	Varnja	1864	1434,4	77,0
35	Peipsi järv	Mehikoorma	4338	4180,8	96,4
36	Peipsi järv	Räpina rand	2600	2474,4	95,2
37	Peipsi järv	Värskalaht	542	4,8	0,9
38	Rannapungerja	allpool Tagajõe suuet	349	0	0
39	Rannapungerja	Lemmaku	310	16	5,2
40	Rannapungerja	Rannapungerja	317	0,8	0,3
41	Võhandu jõgi	Räpina	343	0	0
42	Võhandu jõgi	Võõpsu	982	542,4	55,2
43	Võrtsjärv	Arali	255	0	0
44	Võrtsjärv	Sapi	144	0	0
45	Võrtsjärv	Tarvastu polder	466	0	0
46	Võrtsjärv	Valma	394	0	0



Joonis 3. Rändvähi levik ja arvukus 2019-2020 a kahvaproovides

### 3.1.1. Ahja jõgi

Suubub Emajõkke paremalt kümnekond km enne selle Peipsisse suubumist. Tema aeglasevooluline alamjooks on niisiis otseselt rändvähi mõjusfääris. 2019-2020 hinnati rändvähi leidumist kolmes kohas: Kadaja silla juures (Ahja alevikust E, suudmest 24 km), Lääniste silla juures (Võnnu alevikust E, 16 km) ning suudme ligidal (2,5 km). Ainult viimases neist sattus proovi üks isend. 2012. a on kaks isendit saadud ka Lääniste silla juurest, kuid enamasti pole selle jõe proovides rändvähki olnud. Kui kesk- ja ülemjooksul võib seda põhjustada vastuvool, vaenlased või konkurendid, siis alamjooksul teeb seda tõenäoliselt taimerikas mudane põhi, kus erinevatele selgrootuliikidele leidub mitmekesisemaid varjumisvõimalusi kui lagedas järves või suures jões. Peamised hüdrokeemilised parameetrid olid 2019. a Emajões ja Ahja alamjooksul sarnased (tabel 3).



Foto 6. Ahja jõe alamjooks on väga mudane ja aeglasevooluline, mis ei sobi rändvähile

Tabel 3

Hüdrokeemilised näitajad Emajõe jõestikus 2019. a sügisel

Koht	Temp. C	O <sub>2</sub> (mg/l)	O <sub>2</sub> %	Elektrijuhtivus (µS/cm)	pH
Ahja jõgi (suue)	8,6	10,36	90,8	413,9	8,6
Elva jõgi (suue)	6,6	10,5	86,9	539	8,1
Emajõgi:					
ülalpool Elva jõge	5,8	12,25	99,6	379,7	8,2
Kärevere	5,7	12,1	98	392,5	8,3
Muuge	5,5	12,02	97,1	391,7	8,6
Jänese	5,8	11,79	98,2	395,1	8,7
Kvissental	9,9	10,9	98,2	400,4	8,6

Ihaste	9,9	10,7	96	402,4	8,5
Kastre sild	10,1	10,43	94,2	419,4	8,5
enne Koosa jõeharu	9,5	10,04	89,8	412,5	8,5
Kullamäe käänd	9,2	9,72	86,4	407,2	8,8

### 3.1.2. Avijõgi

Suubub Peipsi järve loodest. 2019-2020 hinnati rändvähi leidumist Separa külas (4 km suudmest) ning Lohusuu alevikus (ca 1 km suudmest). Kui suudmele lähemas aeglasevoolulises kohas oli rändvähke ligi pool kõigi suurselgrootute asustustihedusest, siis Separa kiirevoolulises proovikohas rändvähke ei leidunud. Sellest veidi ülesvoolu paikneb iga-aastane jõeseirekoht, kus samuti pole kunagi rändvähke olnud. Tõenäoliselt häirivad ta levikut seal kiire vool, mitmekesine põhi ning sellega seonduvad muud "ebasobivad" liigid.

### 3.1.3. Elva jõgi

Suubub Emajõkke paremalt ca 70 km enne tolle suubumist Peipsisse. 2019-2020 hinnati rändvähi leidumist Tartu – Viljandi mnt silla juures (9 km suudmest) ning suudme ligidal. Ühtki isendit ei leitud ning neid pole seal ka varem olnud. Tõenäoliselt pole rändvähk siiani piki Emajõe veel Elva jõeni jõudnudki. Kui ta aga seda teeks, siis oleks Elva jõe alamjooks talle tõenäoliselt sama ebasobiv elupaik kui on seda Ahja alamjooks. Hüdrokeemilised parameetrid olid Elva ja Emajões sarnased (tabel 3).

### 3.1.4. Emajõgi

Suubub Peipsi järve läänest. Et Emajõgi on senistel andmetel olnud rändvähi üks peamisi levikukoridore, hinnati 2019-2020 tema leidumist kokku 12 kohas. Viimastel andmetel (2013. ja 2016. a) oli Kvissentali proovikoht (ca 2 km ülalpool Tartu linna, ca 50 km suudmest) Peipsist kõige kaugem, kus rändvähki leidis (lisa 2). Sellest ülalpool on Emajõe elustikku korduvalt uuritud Kärevere silla juures (ca 65 km Peipsist) ja Reku külas (85 km), kust pole rändvähki kunagi leitud.

2019. a sügisel otsiti rändvähki Emajões Elva jõe suudmest veidi ülaltpoolt kuni Emajõe enda suudmeni. Kaugeim leiukoht Peipsist oli Kvissentali sadama ligidal nagu varemgi. Sellest allavoolu leidis rändvähki kõigis neljas kohas (Ihaste, Kastre sild, enne Koosa jõeharu, Kullamäe käänd). Ülalpool (enne Elva suuet, Kärevere sild, Muuge kärestik, 0,5 km ülalpool raudteesilda) teda ei kohatud. 2020. a korraldati Kvissentali proovi, kus rändvähke taas leidis ning raudteesilla proovi, kus taas ei leidunud. Lisaks võeti Emajões proovid vahetult allpool Võrtsjärve (nagu eeldatud, ei leidunud) ning Vorbuse küla kohalt, mis jääb Kvissentali ja raudteesilla vahele (ca 53 km Peipsist, 2 isendit).



Foto 7. Emajõgi Vorbusel, rändvähi Peipsist kõige kaugem leiukoht...



Foto 8. ... ja veel kilomeetrijagu vastuoolu, kus teda enam ei tabatud. Mõlemad vaated on pärioolu

Praeguste andmete kohaselt on rändvähi levikupiir Emajões niisiis enam-vähem raudteesilla kohal (ca 54 km kaugusel Peipsi järvest). Samasugune muster kujunes tõenäoliselt juba ammu (Panov et al. 2000). Pole selge, miks rändvähk on peatunud just selles piirkonnas. Elutingimused jões on pikalt sarnased nii üles- kui allavoolu levikupiiri, sealjuures ei muutu oluliselt hüdrokeemilised tunnused (tabel 3). Tõenäoliselt ei salli rändvähk vastuoolu, ehkki selle lähim lisaallikas Amme jõgi paikneb levikupiirist mitu km ülalpool. Samas on ta kunagi siiski ületanud Tartu linna sisese kiirevoolulise koha Kaarsilla juures. Võimalik, et mõnel aastal (see sõltub kindlasti veetaseme muutustest) tungib või on tunginud rändvähk praegusest levialast ka kaugemale, kuid tõenäoliselt mitte palju. Seda kinnitavad nii vanad kui ka uued proovid. Ka on Emajõe asurkond palju hõredam kui Peipsi järves: mida ülalpool, seda vähem isendeid (joonis 3).

#### 3.1.5. Kalli järv

Järv on Kalli jõe kaudu hästi ühendatud nii Emajõe alamjooksu kui ka Peipsi järvega. Kalli jõe suudmest Emajõkke on 1998. a rändvähki tabatud nii suvel kui ka sügisel (H. Timm, *pers. comm.*). Kalli järv asub Emajõest 5,5 km kaugusel ning Peipsi järvest Kaevandu jõeharu kaudu isegi ainult 3 km kaugusel, kuid rändvähki ei leitud sealt ei 2020. a ega ole teda tabatud ka varem. Rändvähile sobivat lagedat põhja järves leidub, kuid tõenäoliselt on see järv liiga humiinne ja/või soojeneb suviti liialt.

#### 3.1.6. Konsu järv

Järv on Konsu peakraavi kaudu hästi ühendatud Mustajõe ja Narva jõega, kus rändvähk püsivalt elab. Lage liivane põhi on järve põhjaosas tavaline ning võiks rändvähile sobida. 2014. a tabati rändvähki Kurtina Mustjärvest, mis kuulub samuti Mustajõe veestikku. Konsu järvest siiski seni rändvähki leitud pole, ei 2020. a ega ka varem.

#### 3.1.7. Koosa järv

Suur, väga madal ja mudane veekogu Emajõe suudmealal. On Koosa jõe kaudu otse ühendatud Peipsiga ning Emajõe Koosa suudme haru toob sinna jõkke vett ka otse Emajõest. 2020. a järvest rändvähki ei tabatud ega ole teda seal ka varem olnud. Tõenäoliselt on põhi rändvähi tarvis liiga mudane, samuti takistavad humiinsus ja suvine kõrge temperatuur.

#### 3.1.8. Kullavere jõgi

Suubub Peipsi järve loodest. 2019-2020 hinnati rändvähi leidumist Tartu – Jõhvi mnt silla juures (14 km suudmest), vana kalakasvatuse juures (11 km) ja suudme ligidal (2 km enne järve). Kahes alumises proovikohas leidis rändvähki arvukalt. Seejuures moodustas ta keskmises kohas isegi 80% kõigist isenditest, alumises 26%. Ülemises, kiirevoolulises lõigus maanteevilla juures (ainult 3 km eelmisest vastuvoolu) oli aga tüüpiline jõeliigistik ning rändvähke ei leidunud. Samast kohast pole teda ka varem tabatud.





Foto 9. Kullavere jõgi 11 km kaugusel Peipsist. Rändvähk oli siin arvukas...



Foto 10. ... aga veidi kiiremas voolus veel 3 km vastuoolu polnud ühtki isendit

### 3.1.9. Lahepera järv

Asub Peipsi läänerannikul. Järvi ühendab 300 m pikkune jõelõik, mida võib pidada ka väinaks: veetase on mõlemas sama. Ehkki järv on samuti väga mudane ja madal, rändvähk seal siiski elab (2020. a proovis 29% kõigist isenditest) ning teda on sealt leitud ka 2014 a. Lahepera järv on Kurtna Mustjärve kõrval teine väikejärv, kust rändvähki on seni kohatud.





Foto 11. Lahepera järv on väheseid järvi peale Peipsi, kus leidub rändvähki. Kunstlik kõva põhi selles kohas (paadisadam N kaldal) soodustab liigi püsijäämist

#### 3.1.10. Leego järv

Asub Kalli jõestikus Kalli jõest kõrgemal. On samamoodi kui Kalli järv ühendatud Peipsi järve ja Emajõega, kuid rändvähki pole seal leitud ei 2020. a ega ka varem. Sobivat põhja leidub, kuid tõenäoliselt on järv rändvähile liiga "hapu".

#### 3.1.11. Narva jõgi

Peipsi järve väljavooluna on Narva jõgi rändvähile juba ammu tavaline asuala. Sobivat põhja ning vees lahustunud hapnikku leidub kõikjal rohkesti. 2020. a kontrolliti ta levikut 4 kohas: Vasknarvas (3 km allpool järve), Suursaare lähedal (16 km), Siivertsis külas (67 km) ja Narva-Jõesuus (77 km). Kõigis neljas kohas sattus rändvähk ka proovidesse, kuid kahes Peipsile lähemas kohas leidis neid rohkem (30-50% kõigist isenditest) kui allpool (2-15%).

#### 3.1.12. Peipsi järv

Peipsis on see liik madalas vees aastate jooksul väga hästi kodunenud ning Peipsi on rändvähi hiiglaslik levikutsenter. Võrdluseks muude kohtadega kasutati ka 2020. a korralise järveseire proove 6 proovialalt, mis asuvad järve Eesti-poolsel rannikul. Järve põhjarannikule pole proovialasid paigutatud, sest seal moodustab madalas vees põhja liikuv liiv, mis enamikule loomaliikidest ei sobi. Nagu eeldatud, oli rändvähk enamikus proovidest nii väga arvukas kui ka moodustas suurema osa isendite arvust (4 kohas isegi üle 95%). Ainus prooviala, kus rändvähki leidub väga vähe, on taimerikas ja mudane Värsklaht.



Foto 12. Peipsi rand Kodaveres: järvepõhi on siin rändvähke täis

### 3.1.13. Rannapungerja jõgi

Suubub Peipsisse põhjaloodest. 2020. a hinnati rändvähi leidumist kolmes kohas: 0,5 km allpool Tagajõe suuet (12 km Peipsi järvest), Lemmaku külas (4 km) ning Tartu – Jõhvi maantee silla juures (1 km). Rändvähki leidis neist kahes alumises kohas, kuid väga vähe. Peipsist kõige kaugemas proovikohas sarnanesid elutingimused väga keskmise koha omadega, kuid seda asustas arvukalt vooluvete tavapärane liik jõe-kirpvähk.

### 3.1.14. Võhandu jõgi

Suubub Peipsi järve edelast. 2020. a hinnati rändvähi leidumist kahes kohas: Räpina alevikus Võru mnt silla juures (allpool paisu, ca 11 km järvest) ning Võõpsu silla juures (3 km järvest). Alumises, aeglasevoolulises kohas moodustas rändvähk üle 50% kõigist isenditest. Ülemises kohas teda ei leidunud. Jõe on eri aastatel seiratud ka nende kahe koha vahepeal (Ristipalo külas), kus rändvähki pole samuti leitud.



Foto 13. Võhandu alamjooksul leidub samuti arvukalt rändvähki

### 3.1.15. Võrtsjärv

Võrtsjärv võeti praegusesse töösse kui potentsiaalselt ohustatud veekogu, mida rändvähk võiks tõenäoliselt asustada, kuid kust teda pole aastatepikkuse seire käigus siiani leitud. Ka 2020. a proovides (4 korralise seire prooviala üle kogu ranniku) ei tabatud ainsatki isendit. See sobis rändvähi levikuga piki Emajõe, kus kõige kaugemale vastuvoolu liikunud isendid on seni jäänud Võrtsjärvest üle 40 km kaugusele. Siiski säilib oht, et rändvähk võib levida Võrtsjärve Peipsist transporditavate niiskete kalapüüniste või pilsiveega. Võrreldes rändkarbiga talub rändvähk kuivamist palju halvemini (vt 3.8), mis ongi seni tõenäoliselt ära hoidnud ta ümberasumise. Siiski tuleb ka edaspidi sellest hoiduda.

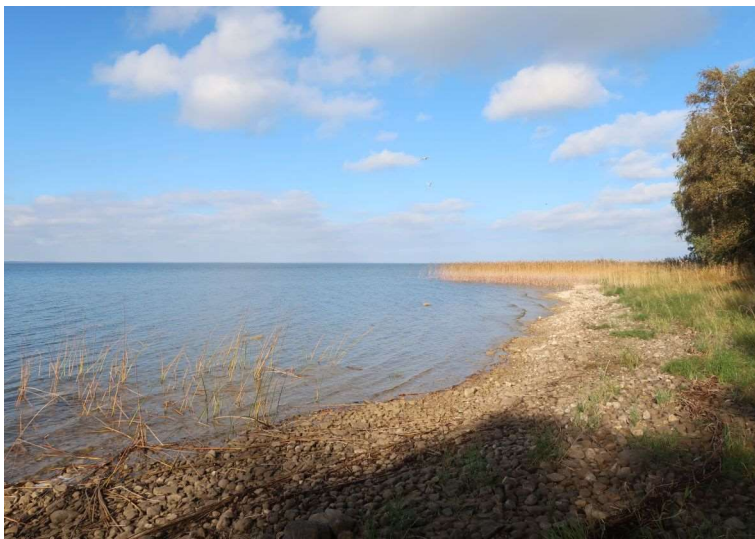


Foto 14. Võrtsjärv tundub olevat veel rändvähivaba

### 3.2. Rändvähi arvukuse ja hulga hindamine

Et hinnata, kui palju rändvähi isendeid läheb kahvaproovides "kaduma", võrreldi mõnede Emajõe proovikohtade kahvaproovide asustustihedusi paralleelselt kogutud põhjaammuti-proovide vastavate tulemustega (tabel 4). Võrrelda oli võimalik viies proovikohas, kus rändvähke tegelikult leidis.

Tabel 4

Rändvähi asustustihedus, väljendatuna isendite arvuna ruutmeetril kahvaproovides ja Zabolotski põhjaammuti proovides. Kui rändvähki leidis kahvaproovi kvalitatiivses osas, siis selle arvuks loeti 1 isend, mis ülejäänutega summeeriti

	Kahv	Ammuti	Ammuti/kahv
Kvissental	3,2	74	23,1
Ihaste	3,2	207	64,8
Kastre	2,4	15	6,2
Koosa	16	44	2,8
Kullamäe	36	74	2,1

Ammutiproovides oli alati rohkem isendeid kui kahvaproovides. See kordaja varieerus 2,1-64,8, kuid vähenes koos arvukuse tõusuga (ülemistest kohtadest, kus madala arvukuse tõttu on juhusel suurem osakaal, alumiste suunas). Kõrgeima asustustihedusega kohas (Kullamäe käänd) oli kahvaproovides ca 2 korda vähem rändvähkide isendeid kui samas kohas ammutiproovides. Peipsi 2020. a viies seireproovis (välja arvatud omanäoline Värskala laht) oli keskmine asustustihedus 2276 isendit/m<sup>2</sup>, mis jääb 2000. aastate kvantitatiivsetele proovidele Peipsist 0-4 m sügavuselt alla ligikaudu 3 korda (Kangur jt. 2010).

Rändvähi isendi keskmine pikkus sügisestes proovides oli järgmine (tabel 5).

Tabel 5

Rändvähi isendite pikkus

	Pikkus (mm)	min	max	n
Kahv 2019	5,1±0,2	2,3	7,9	85
Ammuti 2019	4,7±0,3	1,9	7,0	55

Tehti ka katse hinnata rändvähkide ligikaudset koguhulka Peipsis. Kui hinnata Peipsi kaldajoone pikkuseks (koos saartega) 520 km ning rändvähi eeldatavaks elupaiga laiuks 300 m, saame elupaiga kogupindala  $156 \text{ km}^2$ , mis moodustab järve pindalast 4,5 %. Kui rändvähi keskmine biomass sellel alal on ligikaudu  $10 \text{ g/m}^2$  (Kangur jt. 2010), siis on kogu järve (koos Venemaaga) rändvähkide keskmine biomass 1560 tonni. Kui arvestada ainult Eesti rannajoone osa (175 km), siis 525 tonni. Tõenäoliselt on rändvähi produktsioon biomassist 2-3 korda kõrgem (st aastas tekib keskmise biomassiga võrreldes nii palju rohkem orgaanilist ainet). Näiteks järve-kirpvähi aastane produktsiooni ja biomassi suhe riimveelises Neeva lahes oli 2,1 (Panov 1987), Peipsiga võrreldes soojas Sevani järves isegi 7,5 (Nikolajev 1980). Jõe-kirpvähil oli sama suhe ühes Taani ojas 2,6 (Mortensen 1982). Niisiis võivad kogu Peipsi järve rändvähid aastas moodustada ligikaudu  $2,5 \cdot 1560 = 3900$  tonni biomassi, Eesti-osas seega 1300 tonni. See kogus moodustab ligikaudu 43% Eestis püütavast Peipsi aastasest kalasaagist (2869 tonni e 13,4 kg/ha) (Eesti kalamajandus, 2018). Rändvähk asustab kitsast kaldaäärset riba, samas kui kalu püütakse peamiselt avaveest, mis on rändvähi elupaigast kordades suurem. Seega ületab rändvähi produktiivsus tema tegeliku elupaiga pindalaühiku kohta oluliselt kalade oma.

### 3.3. Rändvähi asustustiheduse seoseid muude suurselgrootutel põhinevate parameetritega

Tabelis 4 on rändvähi asustustihedust korreleeritud mõnede tavapäraste indeksitega, mille järgi iseloomustatakse veekogusid suurselgrootute hulga või liigilise koosseisu järgi. Kasutati mitteparameetrilist Spearmani korrelatsiooni, sest andmed erinesid normaaljaotusest tugevasti. Näiteks Peipsi järves oli rändvähi asustustihedus väga kõrge, samas kui paljudes muudes kohtades oli selle väärtus null. Tulemused olid ootuspärased. Enamasti ületas olulisustõenäosus  $p$  olulisusnivood (0,05) ning indeksi enda väärtus oli väga madal. Tugevaim seos oli rändvähi isendite arvu ja kõigi isendite arvu vahel, kuivõrd rändvähk moodustas mõnedes proovides neist üle 90%. Mainimist väärib, et rändvähi kõrge asustustihedus mõjutas negatiivselt bioseisundi mõnesid komponente ( $H'$ , ASPT) ning seisundi liitväärtust (EQRMMQ). Seda tähistavad korrelatsioonikoefitsiendi negatiivsed väärtused.

Tabel 4

Rändvähi kahvaproovide asustustiheduse (isendit/m<sup>2</sup>) seoseid elupaiga- ja seisundiindeksitega. N – suurselgrootute üldine asustustihedus (isendit/m<sup>2</sup>), T – üldine taksonirikkus, H' – Shannoni erisusindeks, ASPT – taksoni keskmine tundlikkus, EPT – tundlike putukaliikide rikkus, EQRMMQ – bioseisund suurselgrootute järgi, MESH – elupaiga hüdro-morfoloogiline hinnang suurselgrootute järgi

Tunnus	Spearmani korrelatsiooni- koefitsient	p
N	0,37	0,010
T	0,12	0,417
H'	-0,16	0,280
ASPT	-0,13	0,391
EPT	-0,04	0,811
EQRMMQ	-0,14	0,342
MESH	0,02	0,868

Kui seisundi hindamisel ei määrata mõnesid loomarühmi (nt surusääsklased, väheharjasussid, herneskarbid) liigini, siis praegusel juhul seda tehti, et illustreerida, kellega rändvähk oma elupaiku jagab. Kõik tabatud liigid esindasid tavalisi ja vähenõudlikke taksoneid, kelle šansid ellu jääda rändvähi naabruses on teistest suuremad. Nende liikide nimestik elupaikade kaupa on lisas 2.

### 3.4. Katsed rändvähi eluviisi uurimiseks

#### 3.4.1. Ujumiskiirus, aktiivsus ja distants

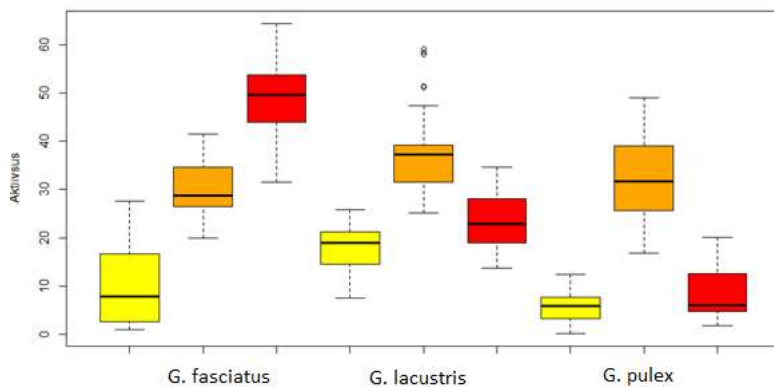
Rändvähk pärineb Baikali järvest, kus keskmine veetemperatuur on suvel 11 °C ja maksimum ei ületa 20 °C pinnakihtides (Hampton *et. al* 2008). Vaatamata külmale looduslikule elupaigale on rändvähk üks sealseid väheseid termotolerantseid liike. Kokku elab Baikalis üle 350 kirpvähi- või ta sugulasliigi (Timofeyev 2010; Takhteev *et. al* 2015). Kõrgema temperatuuri taluvus annab rändvähile invasiivseks muutumise potentsiaali (Zerebecki & Sorte 2011). Ta saab hästi hakkama isegi nõrga soolsusega (1-5 psu) riimvees (Berezina & Panov 2004). Andmeid temperatuuri, hapniku, humiinainete ja pH taluvuse suhtes on väga vähe.

Loomade jälgimise filmidest saime järgmised parameetrid: aktiivsus (protsent ajast, kui vähk aktiivselt ujus), läbitud distants (mm/5 min) ja keskmine ujumiskiirus (mm/s). Nende põhjal hinnati, kuidas vähk eri temperatuuridel hakkama saab. Kirjanduse põhjal on optimaalne temperatuur rändvähi elutegevuseks 12-14 °C (Verbitski & Berezina 2009), järve-kirpvähi jaoks 15-16 °C (Timofeyev 2010), jõe-kirpvähi jaoks 17 °C (Moenickes *et al.* 2011). Meie tulemused näitasid, et rändvähk on vastupidav kõrge temperatuuri suhtes,

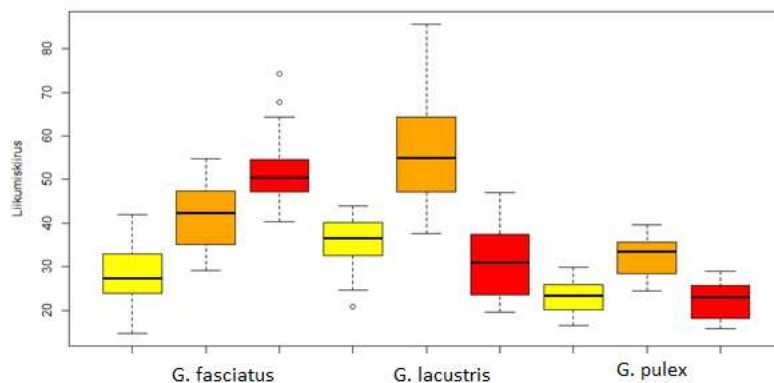


säilitades (või isegi suurendades) oma aktiivsust ka 25 °C puhul. Madala temperatuuri (3 °C) juures oli järve-kirpvähk kõige aktiivsem, rändvähk teisel kohal, jõe-kirpvähk kõige passiivsem. Keskmise temperatuuri juures (15 °C) oli rändvähi aktiivsus teistega võrreldes kõige madalam. Kõrge temperatuuri juures (25 °C) tõusis rändvähi aktiivsus teiste liikidega võrreldes märgatavalt (50%; järve-kirpvähk 30%, jõe-kirpvähk 10%). Jõe-kirpvähk kaotas kõrge temperatuuri juures ujumisvõime ning oli ilmses stressis.

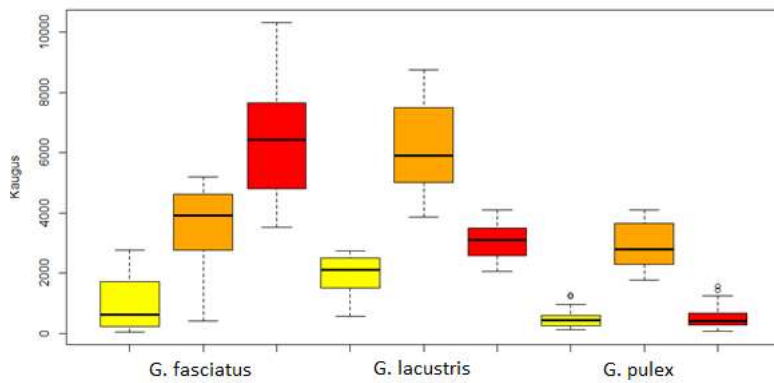
Üks hiljutine uuring (Lubyaga *et al.* 2020) näitas samuti, et rändvähk on erinevate temperatuuride suhtes tolerantne. Kõrge temperatuuri taluvusvõime võib sõltuda ka veekogust, kus rändvähk elab. Näiteks talusid Soome lahest pärit rändvähid sooja temperatuuri ja temperatuuri muutust paremini, kui Laadoga järve rändvähid. Võib eeldada, et Peipsi järve rändvähid oleksid kõrge temperatuuri suhtes veelgi leplikumad, sest Peipsi on madal, kiiresti soojenev ja segunev järv. Kui kliima soojeneb aastaks 2100 tervelt 4 °C võrra (IPCC 2014), tähendab see täiendavat stressi Eesti kohalikele suurselgrootutele, kuid rändvähi elu võib see isegi soodustada.



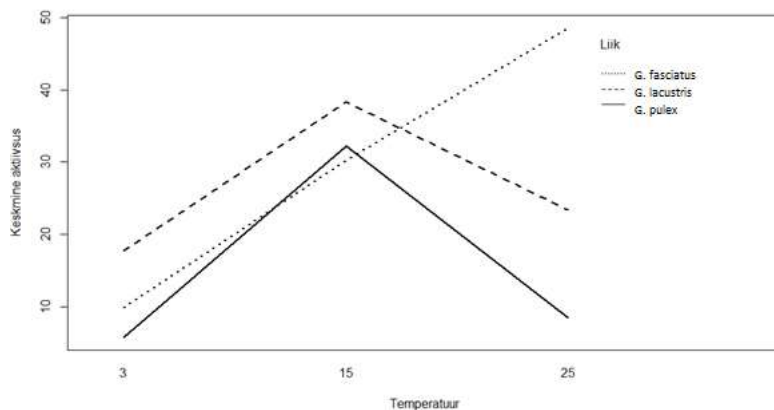
**Joonis 4.** Kolme vähiliigi aktiivsuse (%) 5 minuti jooksul. Kollane tähistab temperatuuri 3 °C, oranž 15 °C ja punane 25 °C. Liigid erinesid sstatistiliselt ( $P < 0,05$ ).



**Joonis 5.** Kolme vähiliigi liikumiskiirused (mm/s). Kollane tähistab temperatuuri 3 °C, oranž 15 °C ja punane 25 °C. Liigid erinesid sstatistiliselt ( $P < 0,05$ ).



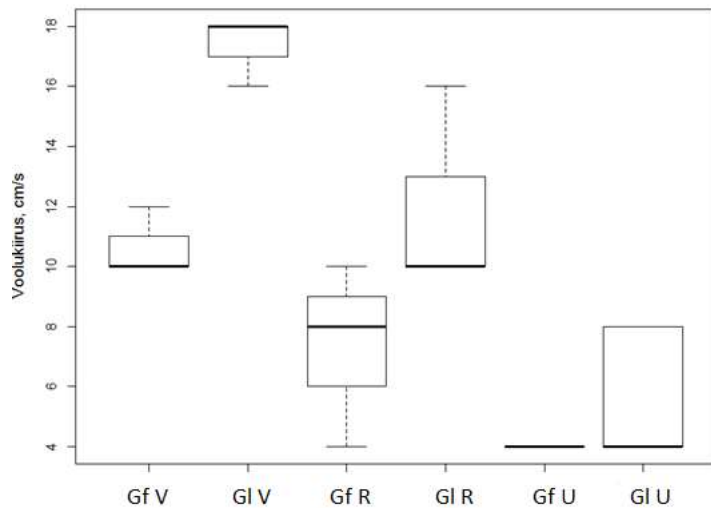
**Joonis 6.** Kolme vähiliigi läbitud distants (mm) 5 minuti jooksul. Kollane tähistab temperatuuri 3 °C, oranž 15 °C ja punane 25 °C. Liigid erinesid sstatistiliselt ( $P < 0,05$ ).



**Joonis 7.** Kolme vähiliigi aktiivsus (%) erinevate temperatuuride juures. Rändvähk suurendab oma aktiivsust kõrge (25 °C) veetemperatuuri juures. Liigid erinesid sstatistiliselt ( $P < 0,05$ ).

### 3.4.2. Voolukiirus ujumistunnelis ja vähkide käitumine

Ujumistunnelis erinevate voolukiiruste juures jälgiti rändvähi ja järve-kirpvähi käitumist. Registreeriti kolm näitajat: 1) kiirus, mille puhul vähk suudab veel vastu voolu ujuda, 2) kiirus, mille puhul vähk suudab veel vastu voolu substraadil roomata, 3) vähk kantakse veevooluga allavoolu ära. Andmete analüüsiks kasutati ANOVA mudelit, faktoriteks liik ja käitumine (kolm taset). Paarikaupa võrdlusteks tehti Tukey järeltestid. Tulemused näitasid, et rändvähile ei meeldi kiire vool ja ta hakkab voolukiiruse suurenedes setetesse kaevuma või muutub liikumatuks. Järve-kirpvähk oli võimeline vastu voolu substraadil roomama palju suuremate voolukiiruste juures (joonis 8).

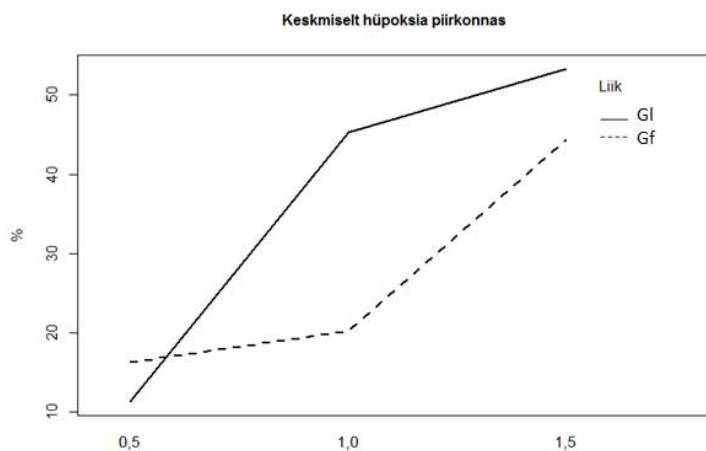


Joonis 8. Vähkide käitumine erinevate voolukiiruste juures. Gf - rändvähk, Gl - järve-kirpvähk. V - vooluga kandumine, R - roomamine, U - ujumine. Joonistel on mediaanid, kvartiilid ja äärmusväärtused. Kahe liigi erinevuse tõenäosustase oli statistiliselt oluline ( $P=0,008$ )

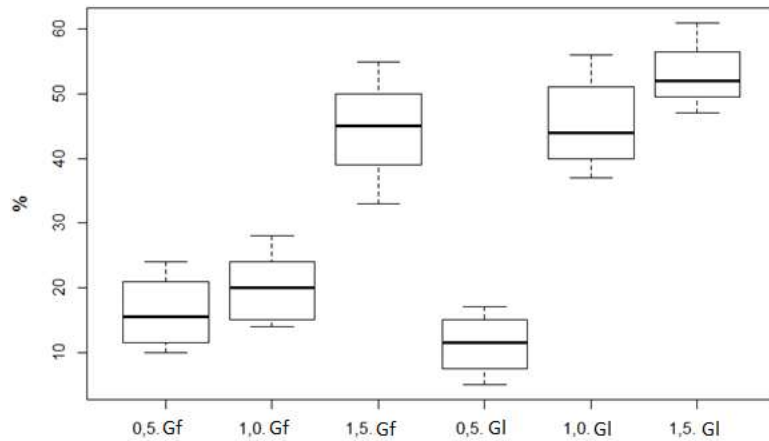
Mõlema liigi ujumisvõimekus oli madal. Nad suutsid vastuvoolu edasi liikuda voolukiirustel 4-8 cm/s, kusjuures järve-kirpvähk oli natuke võimekam (joonis 8). Roomata vastu voolu suutis järve-kirpvähk samuti rändvähist natuke paremini. Suurel voolukiirusel suutis järve-kirpvähk rändvähist paremini substraadist kinni hoida.

### 3.4.3. Hapnikusisaldus

Rändvähi levikut piirab madal hapnikusisaldus vees ja setetes (hapnik  $<1-2$  mg/l) (Nilova 1976, Berezina 2001, 2003, Berezina 2005). Järve-kirpvähk oli katsetes hapnikupuuduse suhtes natuke tundlikum kui rändvähk (joonised 9- 10). 1 mg/l juures viibis rändvähk oluliselt rohkem aega hüpoksia poolel. 0,5 mg/l hapnikusisalduse juures viibisid mõlemad liigid hüpoksia poolel 10-15% ajast. Kirjanduse andmetel on rändvähk ja järve kirpvähk hüpoksia suhtes sama tundlikud (Timofeev *et al.*, 2010), samas meie käitumiskatsed näitavad seda, et järve-kirpvähk on natuke tundlikum hüpoksia suhtes.



Joonis 9. Vähkide käitumine hapnikupuuduse korral. Gf - rändvähk, Gl - järve-kirpvähk. 1 mg/l juures esines oluline erinevus kahe liigi vahel ( $P=0,001$ )



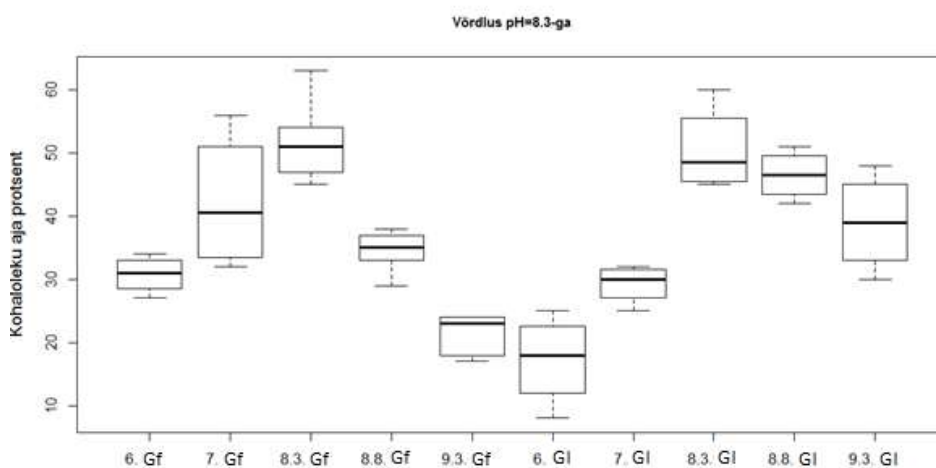
Joonis 10. Vähkide käitumine hapnikupuuduse korral. Gf - rändvähk, Gl - järve-kirpvähk. 1 mg/l juures esines oluline erinevus kahe liigi vahel ( $P=0,001$ ).

#### 3.4.4. pH

etpH mediaanväärtused olid aastatel 1992-2019 Peipsis ja Lämmijärves 8,4 (pooled mõõtmised vahemikus 8,3-8,6) ja Pihkva järves 8,8 (8,4-8,9) (Nöges, 2020).

Alates 1994. a on Võrtsjärve aasta keskmine pH (siis 8,2) oluliselt tõusnud (tänapäeval 8,5) (Võrtsjärve hüdrobioloogiline seire ja uuringud, 2020).

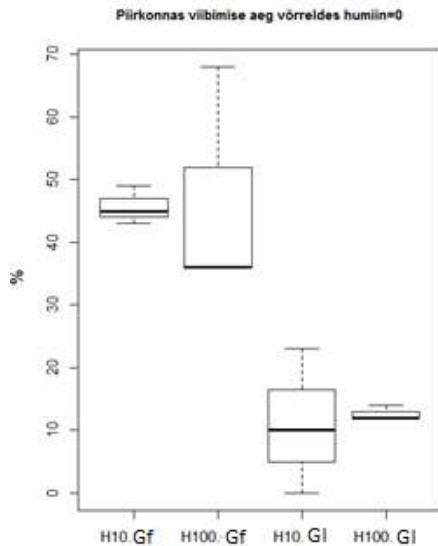
Katses vältis rändvähk (aklimeeritud pH 8,3 juures) järve-kirpvähiga võrreldes rohkem kõrgeid pH väärtusi (joonis 11). Samas oli ta madala pH suhtes vähem tundlik, viibides pH 6 juures rohkem kui 30% ajast. Kirjanduse andmetel on rändvähile letaalne pH pikemal viibimisel alla 6 (Berezina 2005).



Joonis 11. pH mõju vähkidele Gf - rändvähk, Gl - järve-kirpvähk. pH oli usaldusväärne mõju.

### 3.4.5. Humiainainete sisaldus

Katses viibis rändvähk humiainaineid sisaldavas vees järve-kirpvähist oluliselt kauem. Statistiliselt oluline oli ainult liikidevaheline erinevus. Humiainainete sisalduste 10 mg/l ja 100 mg/l erinevus ei olnud oluline ei liigiti ega ka kokkuvõttes (joonis 12).



Joonis 12. Kirpvähkide viibimisaeg protsentides humiainaineid sisaldavas vees (10 ja 100 mg/l). Analüüsi keskuste erinevusi (joonistel on protsentide mediaanid, kvartiilid ja äärmusväärtused). Gf - rändvähk, Gl - järve-kirpvähk. Liikide vahelin erinevus statistiliselt oluline ( $P < 0,05$ ).

### 3.5. Kalade toitumiseelistused eri substraatidel

Rändvähk domineerib Peipsi järve kaldavööndis, seega võiks ta olla oluline objekt kalade toidulaua. Laadoga järve kalade maosisu uuring näitas, et rändvähk ei moodustanud olulist osa särje, latika, roosärje, haugi, tindi ega räbise toidust (Berezina & Strelnikova 2010). Küll aga oli ta oluline toiduobjekt ahvena (~65% esinemine maosisus), lutsu (70%) ja kiisa (80%) noorjärgkudele. Rõbinski veehoidlas oli rändvähk oluline toiduobjekt räbisele (80% maosisust).

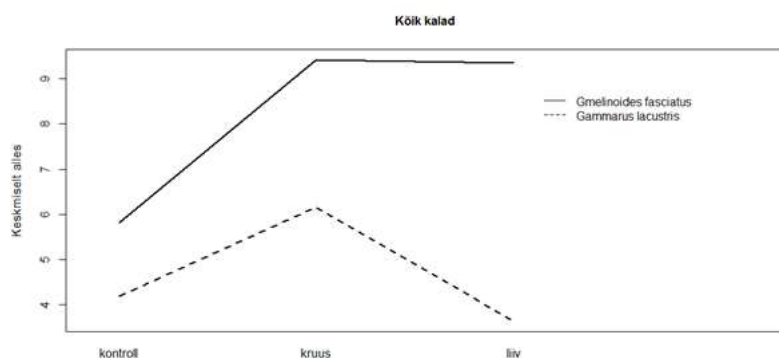
Enne rändvähi asustamist Peipsisse oli seal kaks peamist sarnast vähiliiki – relikt-kirpvähk *Pallasea quadrispinosa*, kes asustab peamiselt sügavat liivast põhja ja järve-kirpvähk, kes eelistab kivist ja taimerohket litoraali osa järvest. Mõlemad liigid on järves ka praegu alles, kuid väheharvukalt. Rändvähk on väga edukas ka liivase põhjaga madalates järveosades, kus pealtnäha puudub võimalus kalade eest varju pageda. Kõigepealt uuriti, kas rändvähil on ehk kaladele ebasobiv maitse või lõhn. Kontrollakvaariumis (kus puudus substraat) kaladel otsest eelistust ühe või teise vähiliigi suhtes ei olnud.

Et kontrollida rändvähk, kas rändvähk on osavam substraati kaevuja kui järve-kirpvähk, seati üles katse, kus söödeti erinevaid kalaliike rändvähi ja järve-kirpvähiga erinevatel substraatidel (kruus ja liiv).

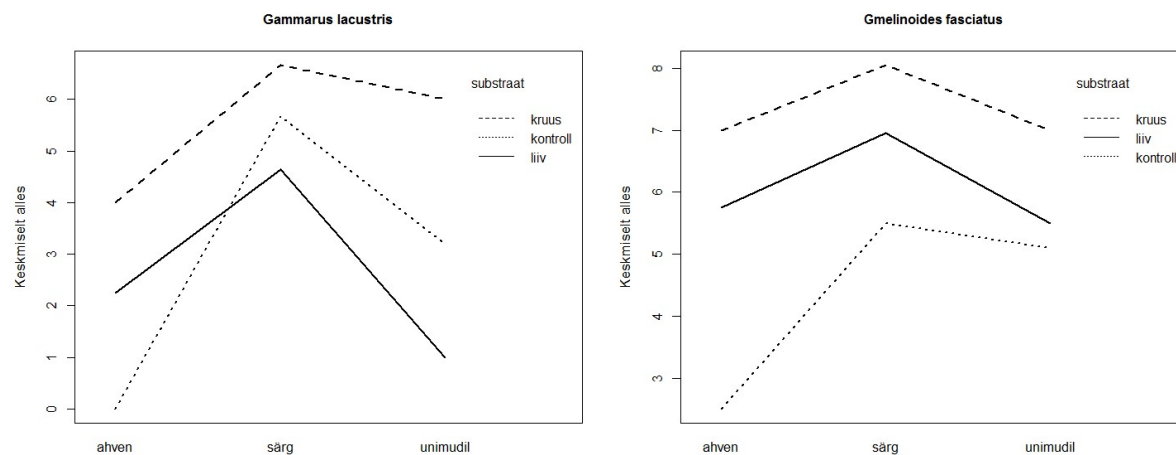


Kruusase ja liivase põhjasubstraadi puhul oli märgata olulist erinevust. Järve-kirpvähk jäi veesambasse või põhjasubstraadile pidama ning langes kiiresti kalade saagiks. Rändvähk asus kohe pärast akvaariumisse asetamist põhjasubstraati kaevuma, vältides sedasi saagiks langemist. See oli nii silmaga näha, kui seda kinnitasid ka katsetulemused. Keskmiselt jäi rändvähke liiva ja kruusa olemasolu puhul alles tervelt 9/10. Järve- kirpvähke jäi alles kruusal ja liival vastavalt 6/10 ja 4/10 (joonised 13 ja 14).

Kõik kolm kalaliiki (ahven, särg, unimudil) toitusid mõlemast vähist ning olulisi erinevusi liikide vahel ei täheldatud. Ahven ja unimudil söid katse kestuse ajal keskmiselt rohkem kirpvähke kui särg.



**Joonis 13.** Vertikaalsel skaalal on kujutatud alles jäänud kirpvähkide hulka (kümnest) pärast 30-minutilist katse kestust. Kasutatud on kõigi kalaliikide tulemuste ühendatud keskvärtused. Kruusal ja liival jäid rändvähid kalade poolt suuresti puutumata. Erinevused eri liikide vahel olid statistiliselt usaldusväärsed ( $P<0,05$ ).



**Joonis 14.** Vertikaalsel skaalal on kujutatud alles jäänud kirpvähkide hulka (kümnest) pärast 30-minutilist katse kestust. Kokkuvõttev võrdlus erinevatest kirpvähi- ja kalaliikidest.

### 3.6. Kirpvähkide toidueelistused

Kahe vähiliigi (*Gmelinoides fasciatus* ja *Gammarus lacustris*) koostoimete eksperimentaalsed uuringud (Berezina, 2007) näitasid, et kisklus on peamine mehhanism, mis reguleerib nende vastastikust arvukust looduses. Mõlema liigi sarnase suurusega isendite võrdse arvukuse suhte puhul oli kisklusest tulenev suremus sarnane: 24–25% (*G. lacustris*) ja 27–30% (*G. fasciatus*). Järve-

kirpvähi väljatõrjumine esineb juhul, kui rändvähk muutub domineerivaks. Täiskasvanud *G. fasciatus* ja *G. lacustris* sõid edukalt oma konkurendi noorjärke ega erinenud oluliselt päevasest toidutarbimisest kehakaalu kohta. Rändvähi asurkonna kiirem kasv võrreldes järve-kirpvähiga on peamine järve-kirpvähi väljatõrjumise põhjus paljudes veekogudes.

Meie katseandmed näitasid, et järve-kirpvähk eelistas erinevatest toiduobjektidest detriiti, vahel harva vähe kalaprojekte sisaldavat kalatoitu. Rändvähk eelistas kalaliha (kiisk) ja kalaprojektide-rikast kalatoitu. Niisiis oli rändvähk võrreldes järve-kirpvähiga rohkem röövtoiduline.

### 3.7. Rändvähkide kinnitumine kunstlikele substraatidele

Tänapäeval tulnukliike reeglina meelega ei levitata. Peale rändvähi enda aktiivsuse võib ta sattuda uutesse elupaikadesse kala- ja vähipüünistega. Peipsis kinnituvad rändvähid meelsasti mõrra- ja võrgulinadele. Nende veest väljavõtmisel jäävad paljud isendid sinna püsima (foto 15). Ka kalapaatides ja võrgukastides on täheldatud rändvähkide suuri koguseid. Kui selline püünis satub veekogusse, kus rändvähk puudub, võib see invasiivne liik sedasi kergesti levida.

Testisime rändvähkide asustustihedust akvaariumis mõrralinal, kus nad paigutusid keskmiselt 5-7 isendit 100 cm<sup>2</sup> kohta. Mõrralina väljatõstmisel veest jäi sinna külge 50 - 60% isenditest (fotod 16 ja 17. Seega võrkpüüniste veest väljavõtmisel tuleb suur hulk rändvähke kaasa. Järve-kirpvähkide sellist massilist kinnitumist Võrtsjärve kalapüünistele ei ole kunagi täheldatud (A. Tuvikene, pers. com).



Foto 15. Rändvähkidele meeldib kinnituda võrgulinale. Nad ei lase sellest lahti ka veest väljatõstmisel



Foto 16. Mõrralina pärast akvaariumist väljatõstmist



Foto 17. Rändvähid pärast mõrralinalt mahaloputamist

### 3.8. Rändvähi vastupidavus kuivamisele

Mida soojem ja kuivem on õhk, seda lühemat aega rändvähid kuival elavad. Kõige madalamal testitud temperatuuril (8 °C) püsisid vähid elus vähemalt 2,5 tundi pärast kuivalejäämist (tabel 5).

Tabel 5. Rändvähkide eluspüsimisaeg erinevatel temperatuuridel

Temperatuur °C	Suhteline õhuniiskuse %	Aeg (minutid)
8	50	148
12,5	37	43
15	33	38

Kalapüüniste väljavõtmisel jäävad paljud rändvähid mõrralina niitidele ja satuvad nii kas kalakasti või paadipõhja valgunud vette. Kui püüniseid ei kuivatata enne järgmisse veekogusse asetamist, siis võib rändvähk Peipsist kergesti levida kas Võrtsjärve või ka teistesse järvedesse.

## Järeldused ja soovitused

- 1) Selgitati rändvähi kui ohtliku invasiivliigi kaasaegne levik Eesti looduses. Eriti oluline on see Emajões, mida mööda on vähk ise vastuvoolu liikunud Peipsist Võrtsjärve suunas, ohustades ka selle ökoseisundit. Rändvähi kui Peipsi-Emajõe-Võrtsjärve süsteemi kõige tõsisema invasiivliigi ja bioreostaja leviku ja elupaigaeelistuste uurimine on kriitilise tähtsusega. Seni Peipsi järve ja Emajõe seisundit halvendanud liik võib levida ka Võrtsjärve.
- 2) Tulemuste alusel saab teha ettepanekuid Peipsi, Emajõe ja Võrtsjärve seisundi hindamise kriteeriumide muutmiseks.
- 3) Invasiivse tulnukliigi rändvähi ja kohaliku liigi järve-kirpvähi ökonõudlused on sarnased, kuid rändvähk on vastupidavam hapnikupuuduse ja madala pH suhtes.
- 4) Rändvähk jääb voolavas vees ujumis- ja roomamisvõimekuse poolest järve-kirpvähist maha, kuid on ise aktiivsem liikuja.
- 5) Kehvematel oludel (vähe hapnikku, ebasobiv pH) on rändvähil järve-kirpvähi ees konkurentsieelis.
- 6) Rändvähi liikumine ülesvoolu piki aeglasevoolulist Emajõge on toimunud pikkamööda ning peatunud ligikaudu poolel teel Võrtsjärveni. Pigem võib rändvähk Võrtsjärve sattuda inimese kaasabil.
- 7) Pärast kalavõrkude täielikku kuivatamist võib neile kinnitunud rändvähk elus püsida veel vähemalt 2,5 tundi, olenevalt temperatuurist. Ellujäämise kestus sõltub nii õhutemperatuurist kui ka suhtelisest niiskusest.

- 8) Et vältida rändvähi levitamist kalapüünistega, tuleks need korralikult kuivatada. Märja võrgulina vahel võib rändvähk elada päevi.
- 9) Ka Peipsilt tulnud paatide pilsivett ei tohiks lasta Võrtsjärve, sest see võib sisaldada rändvähke. Paate ei tohi tühjendada veest otse kaldal, kus vesi koos rändvähkidega leiaks ikkagi tee järve.
- 10) Veel kindlam meetod rändvähkide hävitamiseks on püüniste töötlemine kuuma veega (50-60 °C).
- 11) Rändvähk ei salli vähegi kiiret veevoolu. Seepärast soodustavad ta levikut meetmed vooluvetel, mis alandavad voolukiirust.
- 12) Tundub, et rändvähi aktiivne levik vastu voolu on Peipsi Eesti-poolsetes suuremates lisajõgedes peatunud. Seda paistavad pidurdavat mõnikord kiire vool, mõnikord väga aeglane vool kombinatsioonis pruuni vee, mudase põhja ja looduslike vaenlastega. Midagi väga erilist rändvähi tõrjeks on raske teha, kuid saab hoiduda leviku soodustamisest. Näiteks ei sobi luua uusi levikuteid (jõestikke ühendavaid kanaleid) või levitada vähki kalapüüniste viimise kaudu kohtadesse, kus teda veel ei leidu. Tõenäoliselt on sellise ohu suhtes eriti tundlik Võrtsjärv.
- 13) Rändvähi arvukust oluliselt piirata on väga raske. Isegi kui teda Peipsi Eesti-poolel aktiivselt välja püüdma hakata, jääb Vene poolel asurkond ikka alles. Kuid info selle kohta, et vähk võib püünistega levida, peaks nii kutseliste kui harrastuskaluriteni kindlasti jõudma. Iseasi, kas selleks on vaja juriidilist tuge. Kui keegi otsustab pahatahtlikkusest rändvähki levitada, siis on tegija väljaselgitamine praktiliselt võimatu.

**Rändvähi leiukohad sisestati loodusvaatluste andmebaasi. Kaitsealustest liikidest tabati paksu jõekarbi (LK II) üks isend Kullavere jõest 25.09.2020. See leid sisestati samuti loodusvaatluste andmebaasi. Valminud on rändvähi levikust MapInfo kaardikiht, mis on lisatud lõpparuandele ja saadetud Keskkonnaametile.**

## Projekti tulemuste tutvustamine meedias

Projekti tulemustest on valminud AHHAA teaduskohviku ettekanne „Ülevaade: tulnukad Eesti järvedes ohustavad kohalikke ökosüsteeme“, mida on võimalik vaadata veebilehelt:

<https://novaator.err.ee/1608126445/ulevaade-tulnukad-est-i-jarvedes-ohustavad-kohalikke-okosusteeme>

### Kirjandus

Armitage P.D., Moss D., Wright J.F., Furse M.T., 1983. The performance of a new biological water quality score system based on a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* 17: 333-347.

Berezina, 2009. Interspecific Interactions of Amphipods *Gammarus lacustris* and *Gmelinoides fasciatus*. *Russian Journal of Ecology*, 2009, 40: 81–85.

Berezina, N. A. 2001. Influence of ambient pH on freshwater invertebrates under experimental conditions. *Russian Journal of Ecology* 32, 343–351.



Berezina, N. A. 2003. Tolerance of freshwater invertebrates to changing salinity of water. *Russian Journal of Ecology* 4, 261–266.

Berezina, N. A. 2005. Seasonal dynamics and fecundity of *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing 1899) (Amphipoda: Crustacea) in macrophyte zone of northern Neva Bay (Gulf of Finland, Baltic Sea). *Zoologicheskyy Zhurnal* 84, 411–419. (In Russian).

Berezina, N. & Panov, V. 2004. Distribution, population structure and salinity tolerance of the invasive amphipod *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing) in the Neva Estuary (Gulf of Finland, Baltic Sea). *Hydrobiologia*. 514. 199–206. 10.1023/B:hydr.0000018219.28645.3a.

Berezina N., Strelnikova A.P., 2010. The role of the introduced amphipod *Gmelinoides fasciatus* and native amphipods as fish food in two large-scale north-western Russian inland water bodies: Lake Ladoga and Rybinsk Reservoir. *Journal of Applied Ichthyology* 26: 89–95.

Eesti kalamajandus, 2018. [https://www.kalateave.ee/images/pdf/Eesti\\_kalamajandus\\_2018\\_veeb.pdf](https://www.kalateave.ee/images/pdf/Eesti_kalamajandus_2018_veeb.pdf)

EVS-EN 14996:2006 Vee kvaliteet : juhend veekogude seisundi bioloogiliste ja ökoloogiliste hinnangute tagamiseks = Water quality : guidance on assuring the quality of biological and ecological assessments in the aquatic environment. Eesti Standardikeskus.

Hampton S.E., Izmet'eva L.R., Moore M.V., Katz S.L., Dennis B., Silow E.A. 2008. Sixty years of environmental change in the world's largest freshwater lake – Lake Baikal, Siberia. *Global Changes Biology* 2008:1947–1958.

IPCC (2014). 5th Assessment Report „Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change”. Summary for Policymakers.

Kangur K., Kumari M., Haldna M., 2010. Consequences of introducing the invasive amphipod *Gmelinoides fasciatus* into large shallow Lake Peipsi: present distribution and possible effects on fish food. *Journal of Applied Ichthyology* 26: 81–88.

Johnson R.K., 1999. Benthic macroinvertebrates. In: *Bedömningsgrunder för miljökvallitet. Sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport 2. Biologiska parametrar* (Ed. by Torgny Wiederholm). Naturvårdsverket Förlag, 85–166.

Kumari M., Kangur K., Haldna M., 2014. Variation of macrozoobenthos communities in the reed *Phragmites australis* belt of two large shallow lakes. *Estonian Journal of Ecology* 63: 141–153.

Lenat D.R., 1988. Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. *Journal of North American Benthological Society* 7: 222–233.

Lobanova A. S., Sidorova A. I., Georgiev A. P., Shustov Yu. A., Alaytsev D. P., 2017. The role of invasive amphipod *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing) in the feeding of perch *Perca fluviatilis* L. in the littoral zone of Lake Onega. *Russian Journal of Biological Invasions* 8: 261–265.

Lubyaga Y., Trifonova M., Drozdova P., Gurkov A., Madyarova E., Axenov-Gribanov D., Kurashov E., Vereshchagina K., Shatilina Z., Timofeyev M., 2020. *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing, 1899) inhabiting distant waterbodies demonstrate differences in tolerance and energy metabolism under elevated temperatures. *Journal of Great Lakes Research* 46: 899–909.

- Medin M., Ericsson U., Nilsson C., Sundberg I., Nilsson P.-A., 2001. Bedömningsgrunder för bottenfaunaundersökningar. Medins Sjö- och Åbiologi AB. Mölnlycke, 12 pp.
- Moenickes S., Schneider A.K., Mühle L., Rohe L., Richter O., Suhling F., 2011. From population-level effects to individual response: modelling temperature dependence in *Gammarus pulex*. J. Exp. Biol. 214: 3678-87.
- Mortensen E., 1982. Production of *Gammarus pulex* L. (Amphipoda) in a small Danish stream. Hydrobiologia 87: 77-82.
- Nikolajev S.G., 1980. Produktsija Sevanskogo *Gammarus lacustris* Sars (Amphipoda, Gammaridae). Gidrobiologičeskii žurnal 16: 51-56 (vene k).
- Nilova, O. I. 1976. Some features of ecology and biology of *Gmelinoides fasciatus* Stebb., acclimatized in Lake Otradnoe in Leningrad Region. Proceedings of State Research Institute on Lake and River Fisheries 110, 10–15. (In Russian)
- Nõges P., 2020. Uuring Peipsi järve füüsikalis-keemiliste ja fütoplanktoni kvaliteedinäitajate klassipiiride täpsustamiseks. Aruanne. Keskkonnaministeeriumi töövõtuleping nr 4-1/20/131, Tartu, EMÜ.
- Panov V.E., 1986. Rost i produktsija *Gammarus lacustris* Sars v Nevskoi gube. Gidrobiologičeskii žurnal 22: 37-42 (vene k).
- Panov V., Timm T., Timm H., 2000. Current status of an introduced Baikalian amphipod, *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing), in the littoral communities of Lake Peipsi. Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol. 49: 71–80.
- Pinnaveekogumite nimekiri, pinnaveekogumite ja territoriaalmere seisundiklasside määramise kord, pinnaveekogumite ökoloogiliste seisundiklasside kvaliteedinäitajate väärtused ja pinnaveekogumiga hõlmamata veekogude kvaliteedinäitajate väärtused. RT I, 21.04.2020, 61.
- Takhteev, V.V., Berezina, N.A., Sidorov, D.A., 2015. Checklist of the Amphipoda (Crustacea) from continental waters of Russia, with data on alien species. Arthropoda Selecta. 24: 335–370.
- Taylor N. G. , Dunn A. M. , 2017. Size matters: predation of fish eggs and larvae by native and invasive amphipods. Biological Invasions 19: 89–107.
- Timm H., 2015. Eesti sisevete suurselgrootute määraja. Identification guide to freshwater macroinvertebrates of Estonia. Kuma Print.
- Timm H., Käiro K., Möls T. & Virro T., 2011. An index to assess hydromorphological quality of Estonian surface waters based on macroinvertebrate taxonomic composition. Limnologica 41: 398-410.
- Timm H., Tuvikene A., 2019. Rändvähist Eestis: küla ammu läinud, saun veel alles... Eesti Loodus (8): 62-64.
- Timofeev, M.A., 2010. Ecological and physiological aspects of adaptation to abiotic environmental factors of endemic Baikal and Palearctic amphipods. Dr.Sci. thesis. Russian], Tomsk, 384.
- Tuvikene L., 2019. Peipsi järve hüdrobioloogiline seire ja uuringud 2019. Eesti Maaülikool. Lepingu T190118PKKH (4-1/19/15) aruanne Keskkonnaagentuurile.

Veepoliitika raamdirektiiv, 2000. Euroopa Parlamendi ja Euroopa Liidu Nõukogu direktiiv 2000/60/EÜ. Keskkonnaministeerium.

Verbitski VB., Berezina NA. 2009. Thermal and salinity tolerance of eurybiotic freshwater shrimp *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing) under different acclimation conditions Zh. Obshch. Biol. 70: 249-56.

Võrtsjärve hüdrobioloogiline seire ja uuringud, 2020. Aruanne keskkonnaagentuurile.

Zerebecki, R.A., Sorte, C.J., 2011. Temperature tolerance and stress proteins as mechanisms of invasive species success. PLOS ONE 6, (4) e14806.

Zettler M. L. & Zettler A., 2017. Marine and freshwater Amphipoda from the Baltic Sea and adjacent territories. Die Tierwelt Deutschlands, 83. Teil.

## Lisad

### Lisa 1 (Lisa 1.xls)

Proovikohtade iseloomustus. Põhjatüüpide (tulbad P-Z) ja taimestiku (tulbad AS-BA) katvus : 0 - puudub, 1 - 1-5%, 2 - 6-50%, 3 - >50%. Visuaalselt hinnatud voolukiirus (tulp AA): 0 (0), 1 (<0,2), 2 (0,2-0,7) või 3 (>0,7 m/s). Veetase (tulp AB): 1 - madal, 2 - keskmine, 3 - kõrge. Värvus ja läbipaistvus (tulbad AC ja AF): 0 - täiesti läbipaistev, 1 - kergelt värvunud/hägune, 2 - tugevalt, 3 - väga palju. Kaldatüüp ja veepinna varjutatus (tulbad AH-AQ): 0 - puudub, 1 - 1-5%, 2 - 6-50%, 3 - >50%.

### Lisa 2 (Lisa 2.xls)

2019-2020 a rändvähi uuringu käigus tabatud muude loomaliikide ja loomarühmade nimestik